

Jucimara Andreza Rigotti

**FUNCIONALIDADE ECOLÓGICA EM CURSOS D'ÁGUA:
IMPLICAÇÕES PARA A REQUALIFICAÇÃO DA PAISAGEM
FLUVIAL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Geografia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Alessandra Larissa Oliveira Fonseca

Coorientador: Prof. Dr. Cesar Augusto Pompêo

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Rigotti, Jucimara Andreza

Funcionalidade ecológica em cursos d'água: implicações
para a requalificação da paisagem fluvial / Jucimara
Andreza Rigotti ; orientadora, Alessandra Larissa d
Oliveira Fonseca ; coorientador, Cesar Augusto Pompêo. -
Florianópolis, SC, 2015.
146 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa
de Pós-Graduação em Geografia.

Inclui referências

1. Geografia. 2. paisagem. 3. funcionalidade do
habitat. 4. requalificação fluvial. 5. urbanização. I.
Fonseca, Alessandra Larissa d Oliveira. II. Pompêo, Cesar
Augusto. III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Geografia. IV. Título.

Gostaria de dedicar este trabalho ao Professor Cesar Augusto Pompêo, como forma de reconhecimento e de admiração pelo seu caráter e engajamento. Também como gratidão pela amizade e pelo respeito.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus familiares por sempre terem me dado, incondicionalmente, apoio, compreensão e incentivo nos momentos mais complicados. Agradeço aos meus orientadores pelas sugestões, leituras, discussões e grande aprendizado; tive a sorte de ser orientada por quem está no início da carreira e ser coorientada por quem já tem muita experiência. Foram esses modos diferentes de fazer ciência que fizeram com que o trabalho ficasse melhor, assim como proporcionaram grandes lições de vida. Sou muito grata aos colegas do laboratório de bentos com quem aprendi algumas coisas sobre ecologia – coisas muito profundas, bentônicas mesmo. Com eles também compartilhei momentos muito divertidos que deixaram o trabalho mais leve. Por isso, Mariana Paz, Caroline Voser, Wilson Weis, Tatiana Beras, Mariana Serwy, Dairana Misturini, Amanda Cerveira e Valéria, muito obrigada! Também agradeço às minhas colegas de mestrado: Geórgia de Barros por ter ajudado em campo e laboratório, Valeska Marquette e Aichely da Silva por me ajudarem em campo. Agradeço ao colega Leandro Ambrósio pela ajuda com identificação e com os termos técnicos da botânica. Também agradeço aos laboratórios e pessoas que auxiliaram na realização desta pesquisa. Ao Nemar como um todo, por fornecer a estrutura e o café (claro, muito importante), em especial ao laboratório de hidrogeoquímica, ao laboratório de sedimentologia e ao laboratório de bentos (Simão, Tião e Paulo, muito obrigada!). Ao laboratório de Hidrologia, por emprestar o equipamento no campo piloto, e ao LIMA, da engenharia sanitária. Ao laboratório multiusuários da Ecologia por ceder o espaço e os materiais. Ao pessoal do laboratório de Limnologia (Limnos) pela ajuda na identificação dos organismos e ao professor Maurício Petrucio, também pelas colocações no exame de qualificação. Ao laboratório de Geoprocessamento: professor Paulino, obrigada pela ajuda. Ao Lafic da botânica e aos professores Paulo Horta e Leonardo Rörig, que emprestaram equipamentos. Também agradeço aos professores que fizeram parte da banca pelas considerações e sugestões de melhoria, pois aprendi muito com tudo o que disseram. Por fim, agradeço ao programa de pós-graduação PPGGEO, onde tive a oportunidade de ser apresentada à amplitude de temas abarcados pela Geografia. Agradeço à Capes pela bolsa de estudo e INCT-TMCOcean pelo apoio financeiro para realização dos campos. Neste pequeno texto manifesto minha gratidão a todos, que não foram poucos, pela colaboração essencial para que este trabalho se concluísse.

*Os arroios são rios guris...
Vão pulando e cantando dentre as pedras.
Fazem borbulhas d'água no caminho: bonito!
Dão vau aos burricos,
às belas morenas,
curiosos das pernas das belas morenas.
E às vezes vão tão devagar
que conhecem o cheiro e a cor das flores
que se debruçam sobre eles nos matos que atravessam
e onde parece quererem sestar.
Às vezes uma asa branca roça-os, súbita emoção
como a nossa se recebêssemos o miraculoso encontro
de um Anjo...
Mas nem nós nem os rios sabemos nada disso.
Os rios tresandam óleo e alcatrão
e refletem, em vez de estrelas,
os letreiros das firmas que transportam utilidades.
Que pena me dão os arroios,
os inocentes arroios...
(Os arroios, Mario Quintana)*

RESUMO

Os cursos d'água em áreas urbanas possuem alto potencial de requalificação, mesmo quando sofrem as consequências de fortes intervenções. As alterações geradas, principalmente pela poluição e canalização, intensificam-se na área costeira, onde se concentra grande parte da população do Brasil. Nesse trabalho se estudou a funcionalidade ecológica de cursos d'água em relação à urbanização, apontando algumas implicações para o gerenciamento e requalificação da paisagem fluvial. Foram avaliados os efeitos da urbanização na integridade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do Itacorubi (Florianópolis-SC). Investigou-se a influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat. Além disso, foram analisados três protocolos de avaliação rápida para a caracterização da paisagem fluvial. A metodologia empregada envolveu a caracterização da urbanização pela determinação da área impermeável na bacia hidrográfica; o estudo da qualidade da água com medição de parâmetros físico-químicos e biológicos; a caracterização de parâmetros do escoamento; e, por fim, o estudo da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Quanto à qualidade da água, os resultados confirmam a relação entre o aumento da área impermeável e o decréscimo na integridade dos rios. De acordo com a comunidade de macroinvertebrados, os grupos analisados mostraram a diminuição da diversidade em relação à intensidade de urbanização e à simplificação do habitat, bem como o aumento da abundância de populações tolerantes à poluição. Os protocolos se mostraram ferramentas úteis para a avaliação da paisagem fluvial, com resultados coerentes aqueles obtidos por procedimentos analíticos. O trabalho fornece alguns elementos mínimos, necessários aos projetos de melhoria ambiental das áreas ribeirinhas, que influenciam nos processos ecossistêmicos e na manutenção da biodiversidade.

Palavras-chave: urbanização; requalificação; funcionalidade do habitat; paisagem fluvial.

ABSTRACT

Urban streams have a high potential of requalification, even when they have undergone the consequences of severe interventions. Mainly caused by pollution and by channeling, these adjustments are intensified in coastal zone, where Brazil's population is mostly concentrated. Ecological functionality of streams and its relation with urbanization were studied and some implications to management and requalification of fluvial landscape were suggested. The effects of urbanization on stream integrity were assessed in Itacorubi's basin (Florianópolis-SC). The influence of riverbed covering upon habitat functionality was also investigated. Moreover, three rapid assessment protocols were evaluated to characterize the fluvial landscape. The methodology involved, firstly, the measurement of urbanization through the watershed impervious surface; secondly, the water quality was studied by measurement of physical-chemical and biological parameters; thirdly, the flow parameters were characterized; and, finally, the aquatic macroinvertebrate community was analyzed. The results of water quality confirmed that river integrity decreases as impervious surface increases. The groups analyzed within the macroinvertebrate community showed a reduction of diversity in relation to the increase of urbanization intensity and to the habitat simplification, as well as an increase of abundance of tolerant populations. The protocols demonstrated to be useful tools to fluvial landscape assessment and their results matched with the results of analytical procedures. This work provides, therefore, some minimal elements which are required to the projects of environmental improvement in riverine landscape and which affect ecosystem processes and the maintenance of biodiversity.

Keywords: urbanization; requalification; habitat functionality; fluvial landscape.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Fluxograma geral da metodologia	28
Figura 2 - Sustentação da Ecologia da Paisagem Fluvial.....	30
Figura 3 – Conceituação das quatro dimensões dos ecossistemas lóticos.	32
Figura 4 – Localização da área de estudo, Bacia Hidrográfica do Itacorubi (em destaque) na Ilha de Florianópolis, SC, Brasil.....	33
Figura 5 – Recorte do mapa de espaços de natureza protegida elaborado por Ferretti (2013), indicando as unidades de conservação existentes na bacia hidrográfica do Itacorubi.	35
Figura 6 - Balanço hídrico associado à urbanização.	39
Figura 7 – Detalhamento do desenho amostral: sub-bacias e pontos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).	41
Figura 8 – Representação da área total e área impermeável das sub-bacias a montante dos pontos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).....	45
Figura 9 – (a) nMDS (n=15) mostra a separação entre os rios menos e mais urbanizados. A seta aponta a direção do gradiente de integridade formado da bacia hidrográfica com maior para a menor área impermeável. Rios: a – Ana d’Ávila; i – Itacorubi; c – Córrego grande; m – rio do Meio. Nos diagramas secundários (b – e) gerados com a projeção dos dados absolutos dos parâmetros as setas apontam dos menores para os maiores valores. (b) Diagrama do parâmetro Condutividade, em μS . (c) Diagrama do parâmetro pH – potencial hidrogeniônico. (d) Diagrama do parâmetro Temperatura, em $^{\circ}\text{C}$. (e) Diagrama do parâmetro Oxigênio Dissolvido, em % de saturação..	47
Figura 10 – (a) nMDS (n=6) mostra a confirmação da separação entre os rios menos e mais urbanizados. A seta aponta na direção do gradiente de integridade formado da bacia hidrográfica com maior e menor área impermeável. Rios: a – Ana d’Ávila; i – Itacorubi; c – Córrego grande; m – rio do Meio. Nos diagramas secundários (b – i)	

gerados com a projeção dos dados absolutos dos parâmetros as setas apontam dos menores para os maiores valores. (b) Diagrama do parâmetro Condutividade, em μS . (c) Diagrama do parâmetro pH – potencial hidrogeniônico. (d) Diagrama do parâmetro Temperatura, em $^{\circ}\text{C}$. (e) Diagrama do parâmetro Turbidez, em UNT. (f) Diagrama do parâmetro Fósforo, em mg.L^{-1} , valores dos rios menos urbanizados em destaque. (g) Diagrama do parâmetro Clorofila, em $\mu\text{g.L}^{-1}$, valores maiores do rio do Meio em destaque. (h) Diagrama do parâmetro Matéria orgânica, em %. (i) Diagrama do parâmetro Oxigênio Dissolvido, em % de saturação.48

Figura 11 – Gráficos da análise canônica de coordenadas principais (CAP) para a comunidade de macroinvertebrados, sendo a: Ana d’Ávila; i: Itacorubi; c: Córrego Grande; m: rio do Meio. Os vetores representam a correlação de Spearman para dos grupos com os eixos (correlação acima de 0.40). (a) Gráfico dos eixos 1 e 2, com explicação de 75% da variação. (b) Gráfico dos eixos 1 e 3, sendo que o eixo 3 representa um aumento de 12.5% na explicação dos dados.52

Figura 12 – Gráficos da análise CAP, sendo m - rio do Meio; i - rio Itacorubi; a - rio Ana d’Ávila; c - rio Córrego Grande. a) Resultado da análise CAP para qualidade da água, confirma o gradiente de integridade apontado pela seta. A correlação de Spearman sobreposta mostra os grupos de fauna (correlação maior de 0.60) que se relacionam aos rios mais urbanizados, à direita, e os grupos que se relacionam aos rios menos urbanizados, à esquerda. b) Resultado da análise CAP para os dados de abundância da comunidade de macroinvertebrados. A correlação de Spearman sobreposta mostra os parâmetros de qualidade da água (correlação maior de 0.50). As siglas dos parâmetros são: OD: oxigênio dissolvido; mo: matéria orgânica particulada; T: temperatura; tu: turbidez; p: fósforo; c: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; cl: clorofila.54

Figura 13 – Localização das sub-bacias e trechos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).....	62
Figura 14 – Perfis longitudinais: (a) Rio Córrego Grande e (b) Rio do Meio. Ilustração dos trechos de amostragem (T-1 – montante; T-2 – jusante), em que Ab representa a área da bacia hidrográfica, I a declividade e a ordem do rio.	63
Figura 15 – Gráficos dos parâmetros de qualidade da água, representando os valores da mediana, primeiro e terceiro quartis e mínimo e máximo. (a) Condutividade em μS ; b) pH; c) Turbidez em UNT; d) Temperatura em $^{\circ}\text{C}$; e) Matéria Orgânica em %; f) Biomassa em %; g) Fósforo em mg.L^{-1} ; h) Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} ; i) Clorofila em $\mu\text{g.L}^{-1}$; j) Feofitina em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os rios são: Córrego Grande montante - cm; Córrego Grande jusante - cj; rio do Meio montante - mm; rio do Meio jusante - mj.	66
Figura 16 – Gráfico da composição dos grupos funcionais, em frequência relativa, (a) do rio Córrego Grande (b) do rio do Meio. A parte clara (m) representa o trecho de montante e a parte escura (j) o trecho de jusante.....	68
Figura 17 – Gráficos dos atributos do ecossistema em relação às amostras, sendo os locais: Córrego Grande montante - cm; Córrego Grande jusante - cj; rio do Meio montante - mm; rio do Meio jusante - mj. (a) razão entre produção primária e respiração da comunidade (P/R); (b) razão entre matéria orgânica particulada grosseira e fina (CPOM/FPOM); (c) razão entre a matéria orgânica particulada suspensa e bentônica (SPOM/BPOM); (d) disponibilidade de superfícies estáveis e sem mudança no sedimento (estabilidade do habitat); (e) Controle top-down de predadores sobre as presas (controle top-down).....	71
Figura 18 – Hierarquia geomorfológica das paisagens fluviais.	81
Figura 21 – Localização das sub-bacias e locais de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).....	82

Figura 22 – Valores finais dos protocolos, sendo os trechos: ad- Ana d'Ávila; it-Itacorubi; cj - Córrego Grande jusante; cm - Córrego Grande montante; mj - rio do Meio jusante; mm - rio do Meio montante.86

Figura 23 – a) nMDS para n=3, sendo IHF, PAH e II os protocolos. As variáveis: od: oxigênio dissolvido; mop: matéria orgânica particulada; t: temperatura; tu: turbidez; p: fósforo; c: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; cl: clorofila. b) nMDS para n=3, sendo IHF, PAH e II os protocolos. As métricas são: S: número total de espécies; N: número total de indivíduos; d: índice de riqueza de espécies (Margalef); J': índice de homogeneidade de Pielou; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; $1-\lambda'$: índice de Simpson. Os símbolos são i: Itacorubi; a: Ana d'Ávila; cm: Córrego Grande – Montante; cj: Córrego Grande – Jusante; mm: Rio do Meio – Montante; mj: Rio do Meio Jusante.....91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Velocidade média (\pm erro padrão) e profundidade (do meio da seção).....	46
Tabela 2 – Temperatura atmosférica ($^{\circ}$ C) e precipitação acumulada (mm) nos dias anteriores às coletas. Fonte: EPAGRI (2014) – Estação Convencional, Bairro Itacorubi.....	46
Tabela 3 – Resultado completo do teste estatístico Permanova ($n=15$) para verificar a diferença entre o fator rios, utilizando distância Euclidiana e 999 permutações. Em que: Córrego grande - c; Ana d'Ávila - a; Itacorubi - i; m: rio do Meio. Não houve diferença significativa apenas para os rios Ana d'Ávila e Córrego Grande.....	50
Tabela 4 – Resultado completo do teste estatístico Permanova ($n=6$) para verificar a diferença entre o fator rios, utilizando distância Euclidiana e 999 permutações. Em que: Córrego grande - c; Ana d'Ávila - a; Itacorubi - i; m: rio do Meio. Confirmou-se que não houve diferença significativa apenas para os rios Ana d'Ávila e Córrego Grande.....	51
Tabela 5 – Valores das estatísticas t e P, para o teste estatístico PERMDISP realizado com os dados de abundância da comunidade de macroinvertebrados, em relação ao centroeide ($F=18.58$) graus de liberdade $gl_1=3$; $gl_2=20$; $p=0.001$. Rios: it: Itacorubi; ad: Ana d'Ávila; c: Córrego grande; m: rio do Meio.....	53
Tabela 6 – Valores dos índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados para os cursos d'água, sendo c: Córrego Grande; a: Ana d'Ávila; i: Itacorubi; m: rio do Meio. As métricas: S: total de espécies; N: total de indivíduos; d: riqueza de espécies (Margalef); J': Homogeneidade de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener; $1-\lambda'$: índice de Simpson.	53
Tabela 7 – Relações entre os grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados e atributos do ecossistema. Fonte: Merritt et al. (2002) e Cummins et al. (2005).	64
Tabela 8 – Resultados dos parâmetros do escoamento. Dados medidos em campo: velocidade (\pm erro padrão) e profundidade (no	

meio da seção). Dados estimados, a partir dos medidos: vazão e rugosidade.....	65
Tabela 9 – Dados de temperatura nos dias da coleta e precipitação total nos dias anteriores às coletas. Fonte: EPAGRI (2014) – Estação Convencional, Bairro Itacorubi.	66
Tabela 10 – Número de organismos, em cada taxa identificado, separados por grupos funcionais nos trechos de montante e jusante para o rio Córrego Grande montante (cm), Córrego Grande jusante (cj), rio do Meio montante (mm) e rio do Meio jusante (mj). O número em negrito representa a quantidade de taxa identificados para cada grupo funcional e local amostrado.	69
Tabela 11 – Valores do IET - Índice de Estado Trófico, para a alternativa 2 de avaliação do parâmetro qualidade da água do indicador poluição. Fonte: Fasola <i>et al.</i> (2011).	85
Tabela 12 – Resultados do Índice de Estado Trófico (IET) para todos os locais, por coleta. Os locais são: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.	87
Tabela 13 – Valores dos impactos para o valor atribuído em campo (visualmente) e o valor calculado pelo IET, sendo os locais: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.....	88
Tabela 14 – Valores médios dos locais referentes ao: número total de espécies (S); número total de indivíduos (N); índice de riqueza de espécies de Margalef (d); índice de Pielou (J'); índice de Shannon-Wiener (H'); e índice de Simpson (1-λ'). Os locais são: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.....	88
Tabela 15 – Valores dos índices EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e % oligochaeta, sendo os locais: ad- Ana d'Ávila; cm -	

Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi..... 89

Tabela 16 – Valores do coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para cada protocolo, sendo: S: número total de espécies; N: número total de indivíduos; d: índice de riqueza de espécies (Margalef); J': índice de homogeneidade de Pielou; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; $1-\lambda$ índice de Simpson; % EPT: % Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; % Olig.: % Oligochaeta. 90

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	25
OBJETIVOS	27
REFERENCIAL TEÓRICO	30
METODOLOGIA GERAL	33
<i>Área de estudo: localização e caracterização</i>	33
<i>Caracterização da urbanização</i>	35
<i>Procedimentos de campo</i>	35
<i>Procedimentos em laboratório</i>	37
1. CAPÍTULO I	38
Análise da integridade fluvial: efeitos da urbanização sobre a qualidade da água e comunidade de invertebrados na escala da bacia hidrográfica	38
1.1. Introdução	38
1.2. Metodologia	40
1.2.1. <i>Desenho amostral</i>	40
1.2.2. <i>Análise dos dados</i>	41
1.3. Resultados	44
1.3.1. <i>Caracterização da urbanização e escoamento</i>	44
1.3.2. <i>Condições climáticas</i>	46
1.3.3. <i>Qualidade da água</i>	47
1.3.4. <i>Comunidade de macroinvertebrados</i>	51
1.3.5. <i>Influência da urbanização na integridade fluvial</i>	53
1.4. Discussão	55
1.5. Conclusão	57
2. CAPÍTULO II	59
Estudo sobre a influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat fluvial	59
2.1. Introdução	59
2.2. Metodologia	61
2.2.1. <i>Desenho amostral</i>	61
2.2.2. <i>Análise dos dados</i>	63
2.3. Resultados	64
2.3.1. <i>Escoamento</i>	64
2.3.2. <i>Condições climáticas</i>	65
2.3.3. <i>Qualidade da água</i>	66
2.3.4. <i>Grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados</i>	68

2.4. Discussão	73
2.5. Conclusão	77
3. CAPÍTULO III.....	79
Utilização de protocolos de avaliação rápida para caracterizar a paisagem fluvial.....	79
3.1. Introdução.....	79
3.2. Metodologia.....	82
3.2.1. <i>Desenho amostral</i>	82
3.2.2. <i>Caracterização do trecho de rio</i>	83
3.2.3. <i>Análise dos dados</i>	84
3.3. Resultados.....	85
3.3.1. <i>Resultados da aplicação dos protocolos</i>	85
3.3.2. <i>Comparação entre os resultados dos protocolos e do IET</i>	86
3.3.3. <i>Comparação entre os resultados dos protocolos e da comunidade de macroinvertebrados</i>	88
3.3.4. <i>Integração dos resultados – análise multivariada</i>	90
3.4. Discussão	92
3.5. Conclusão	95
CONSIDERAÇÕES FINAIS DA DISSERTAÇÃO.....	96
APÊNDICES	99
Mapas de detalhamento	99
Protocolos de Avaliação Rápida e instruções de aplicação	103
Resultados dos Protocolos de Avaliação Rápida.....	117
Desenhos esquemáticos e fotos das seções.....	129
Resultados detalhados dos índices.....	132
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	134

INTRODUÇÃO

Os rios urbanos são feições comuns da paisagem que infelizmente não têm recebido a devida atenção sob o aspecto ecológico, apesar de oferecerem um fértil campo de teste para vários conceitos da ecologia. A hipótese do regime hidrológico – segundo a qual ele seria a variável principal dos cursos d'água (MINSHALL, 1988), influenciando a forma do canal, as comunidades bióticas e os processos ecossistêmicos (PAUL e MEYER, 2001) – é um dos conceitos que, por exemplo, podem ser prolificamente testados através do estudo dos rios urbanos.

Os cursos d'água geralmente sofrem um decréscimo na qualidade da água da nascente à foz, e nas regiões costeiras o rio passa de recurso hídrico à fonte pontual de poluição (RÖRIG *et al.*, 2007). Essa perda de qualidade está associada às descontinuidades ao longo do gradiente longitudinal, que são devidas, entre outros fatores, à canalização, ao lançamento de efluentes e à urbanização. As alterações são intensificadas na zona costeira, onde vive cerca de um quarto da população do Brasil, o que, em termos de densidade demográfica, representa em média 87hab/km² (MMA, 2010). No município de Florianópolis, cuja maior porção do território é formada pela Ilha de Santa Catarina, a densidade é de 624hab/km². 96% desses habitantes vivem na área urbana (IBGE, 2014).

A urbanização atua como agente modificador da paisagem e isola remanescentes de vegetação na ilha de Santa Catarina (FERRETTI, 2013). Na bacia hidrográfica do Itacorubi, como será visto, observa-se essa redução da disponibilidade de habitats também ao longo dos rios, os quais poderiam favorecer a ligação entre os fragmentos remanescentes através da conectividade longitudinal. Neste estudo se pretende analisar a funcionalidade ecológica dos cursos d'água desta bacia hidrográfica, com relação à influência da urbanização, apontando as implicações para a requalificação e gerenciamento da paisagem fluvial. De acordo com Escobar-Arias e Pasternack (2010), a função do habitat é um subconjunto das funções ecológicas que estão relacionadas aos atributos físicos do habitat.

A relevância do estudo se deve à necessidade de melhorar o aspecto ecológico dos rios no meio urbano, no sentido de valorizar suas funções de fornecimento de habitat para a fauna, de elemento de conexão entre fragmentos de vegetação e de conservação da água. Além disso, para dois dos principais rios da bacia hidrográfica já existem iniciativas com potencial de inclusão dessas funções: para o Córrego Grande circula uma proposta de construção de um parque linear

(FLORIANO *et. al.*, 2011), criado pela lei municipal nº. 9455, de 23 de janeiro de 2014; para o rio do Meio, por sua vez, inicia-se um projeto institucional de recuperação da qualidade da água desenvolvido pela UFSC, uma vez que o rio percorre parte do campus.

Os termos utilizados na abordagem de gestão dos sistemas fluviais são bastante discutidos. Segundo Sear *et al.* (2009), a restauração seria o retorno da forma do canal para a condição mais próxima do estado de referência; a reabilitação seria a modificação física na forma do rio para recriar características físicas dos habitats do estado natural de referência; a melhoria seria adicionar elementos estruturais para melhorar a diversidade física do habitat. Todavia, essas definições ainda estão muito baseadas na engenharia hídrica, que preza por modificações estruturais. Em contraposição às intervenções estruturais, a abordagem hidrogeomorfológica para a gestão de rios, no sentido utilizado por Biron *et al.* (2014), enfatiza a integridade física e ecológica. Apesar desses autores reconhecerem as limitações existentes na área urbana que podem levar à ações de estabilização das margens, por exemplo, eles enfatizam a necessidade de reconhecimento dos processos geomorfológicos que caracterizam a movimentação do traçado do rio em longos períodos de tempo. Tais processos caracterizam o espaço de liberdade do rio, ao contrário do confinamento e suposta estabilidade oferecida pelas obras de canalização. O termo requalificação é empregado aqui de forma similar ao termo reabilitação de Brierley e Fryirs (2005), conforme o qual esse processo pode levar a um estado parecido ao estado prévio ou à criação de novas características inexistentes no ecossistema anterior.

De acordo com Saraiva (1999), os cursos d'água apresentam elevado valor, real ou potencial, de qualificação da paisagem, em virtude de suas características naturais e culturais. Além dos serviços ambientais indispensáveis para a saúde – melhoria da qualidade ambiental, criação de microclima etc. – eles possibilitam também a realização de atividades culturais e recreativas, como a contemplação estética, a prática de caminhadas, esportes aquáticos, etc. Na maioria dos casos eles revelam grande potencial de reabilitação, mesmo em condições de degradação (SARAIVA, 1999). Entretanto, a recuperação do sistema fluvial deve necessariamente atentar para a escala da bacia hidrográfica, de modo que haja de fato a sustentabilidade no processo (GREGORY e DOWNS, 2008). Além disso, embora não seja objeto de discussão direta do presente trabalho, consideram-se relevantes o debate e a mudança de valores sociais que incorporem a dimensão ecológica

dos rios. Afinal, a degradação ambiental, como conceituada por Souza (2000), é um aspecto da degradação sócio-espacial, esta que está diretamente ligada ao modelo civilizatório e de produção que caracteriza a sociedade contemporânea. Este modelo é responsável por reduzir a qualidade de vida das pessoas e distribuir de modo desigual os impactos sociais sobre a população. Apenas à luz da problemática social urbana é que se poderiam discutir alternativas de conservação, pois junto à necessidade de parques e áreas verdes urbanas emerge, por exemplo, a necessidade de segurança pública desses espaços.

OBJETIVOS

O objetivo geral foi de analisar a influência da urbanização na funcionalidade ecológica em cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Itacorubi, apresentando implicações para o gerenciamento e requalificação do habitat na paisagem fluvial.

Para realizar o objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram contemplados:

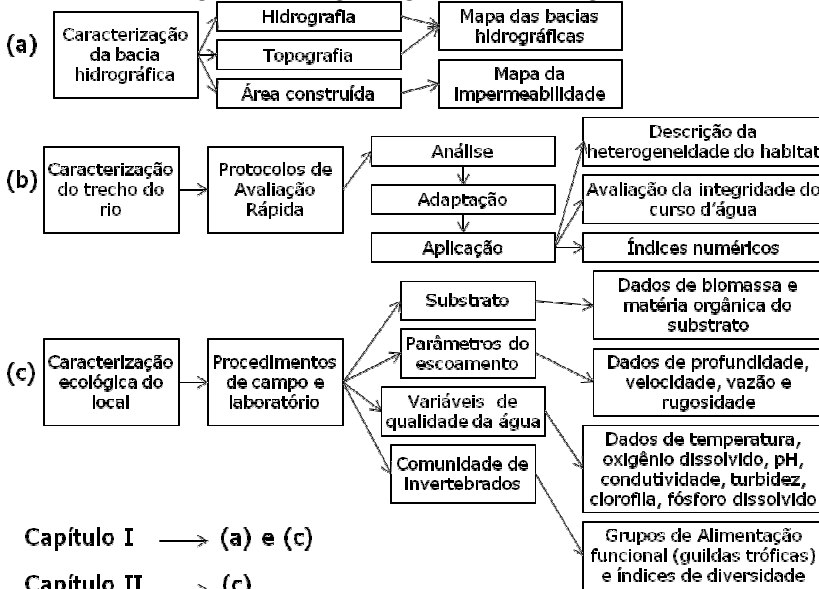
1. Analisar a relação entre os parâmetros de qualidade de água, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e o processo de urbanização.
2. Investigar a relação entre o revestimento do leito com a funcionalidade do habitat fluvial.
3. Avaliar o uso de protocolos de avaliação rápida para a caracterização da paisagem fluvial.

A estrutura do trabalho foi organizada, conforme a proposta da orientadora, para que cada capítulo constitua uma versão preliminar de artigo científico a ser submetido futuramente para publicação. Assim, apesar do conjunto formar o objetivo geral da dissertação, cada um possui a intenção de ter independência de informação, principalmente nos resultados. Contudo, para evitar que fossem repetidos textos comuns (como área de estudo e forma de obtenção dos dados) os procedimentos metodológicos foram apresentados no item geral, e posteriormente foram complementados pela parte específica em cada capítulo. A revisão bibliográfica tampouco está apenas no referencial teórico, mas está incluída na introdução de cada capítulo.

Os procedimentos metodológicos aplicados na pesquisa envolveram várias etapas, resumidas abaixo na forma de um fluxograma (fig. 1) organizado conforme a escala de trabalho. Inicia-se com a

caracterização da bacia hidrográfica (a); segue para o trecho de rio (b); e passa, por fim, para os locais onde se mediram variáveis para caracterizar o ecossistema (c). Em cada etapa foram realizadas atividades específicas, que formaram os resultados da pesquisa. Tais resultados foram trabalhados e discutidos em cada capítulo a partir de diferentes perspectivas, utilizando ferramentas estatísticas e gráficas.

Figura 1- Fluxograma geral da metodologia.



No primeiro capítulo, realizou-se a caracterização da urbanização da bacia hidrográfica, a fim de avaliar seus efeitos para a integridade dos cursos d'água em questão. Esta caracterização se deu através da estimativa da área impermeável, efetuada por meio de vetorização manual. Por sua vez, os efeitos dessa urbanização na integridade ecológica do local foram avaliados através de quatro fatores: a comunidade de macroinvertebrados, os parâmetros de qualidade da água, o substrato do leito do rio e os parâmetros de escoamento. Para esta análise, foram amostradas quatro sub-bacias no interior da bacia hidrográfica do Itacorubi. Sendo locais considerados estatisticamente

independentes, foi possível a aplicação de testes para verificar a diferença entre os locais em relação à urbanização.

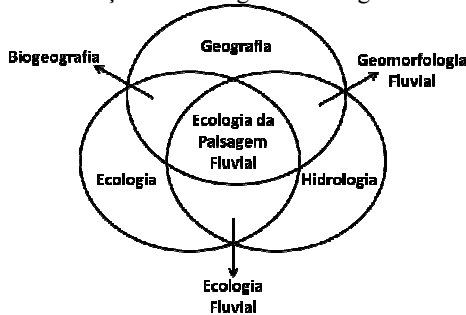
No segundo capítulo, o foco principal foi o estudo da influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat. O revestimento foi caracterizado pela estimativa da rugosidade, a qual pode por exemplo indicar, do ponto de vista hidrológico, a resistência que o leito oferece ao fluxo d'água, e, do ponto de vista ecológico, a heterogeneidade do leito do rio para fornecer refúgio para a fauna. A funcionalidade do habitat foi dada, por sua vez, pela análise das guildas tróficas da comunidade de macroinvertebrados (fragmentadores, coletores, predadores, raspadores e filtradores). A amostragem ocorreu em dois cursos d'água, com análise em um local a montante da urbanização e outro local a jusante. Ainda que de forma acessória, a área impermeável também foi considerada através do incremento de urbanização, uma vez que o aumento da intensidade de urbanização geralmente impõe modificações estruturais nos cursos d'água, com frequente alteração do seu revestimento.

No terceiro capítulo foram examinados três protocolos de avaliação rápida para a caracterização da paisagem fluvial: Índice de habitat fluvial (IHF), Protocolo simplificado de avaliação de habitats (PAH) e Índice de integridade (InI). Com base nos dados levantados em cada local de forma analítica, buscou-se validar esses protocolos, geralmente considerados menos precisos em virtude dos métodos visuais que utilizam. Apesar dos protocolos oferecerem a caracterização na escala de trecho de rio, que seria uma posição intermediária entre a bacia hidrográfica e o microhabitat fluvial, eles também possuem caráter mais abrangente e desempenham a função de sintetizar os conceitos utilizados nos capítulos anteriores.

REFERENCIAL TEÓRICO

Do ponto de vista teórico-conceitual este trabalho se insere no contexto da ecologia da paisagem fluvial, um campo que envolve aspectos da Geografia, Hidrologia e Ecologia (fig. 2). Deste modo, o âmbito da pesquisa não possui caráter restrito, pois se desenvolve na interseção de vários campos científicos.

Figura 2 - Sustentação da Ecologia da Paisagem Fluvial.



Fonte: Adaptado de Poole (2002).

No interior da ecologia fluvial, marcada pela busca científica por padrões e regularidades nos sistemas lóticos, vários conceitos são relevantes por levantarem questões paradigmáticas. Entre as hipóteses e teorizações já propostas, selecionam-se aqui algumas consideradas fundamentais para a compreensão do sistema lótico de modo amplo: conceito do rio contínuo – *River Continuum Concept* – *RCC* (VANNOTE *et al.*, 1980); padrão físico do habitat - *Physical Habitat Template* - *PHT* (SOUTHWOOD, 1977); espiral de nutrientes - *Spiraling Concept* (WEBSTER, 1975); conceito do pulso de inundação – *Flood Pulse Concept* - *FPC* – (JUNK *et al.*, 1984); quatro dimensões do sistema lótico (WARD, 1989); corredor hiporréico (BULTON *et al.*, 1998); e dinâmica hierárquica dos fragmentos - *Hierarchical Patch Dynamics* – *HPD* (THORP *et al.*, 2008).

O *RCC* é considerado um dos trabalhos que mais influenciou a área da ecologia fluvial no século XX (THORP *et al.*, 2008). Os autores do *RCC* postularam que, das cabeceiras à foz, as variáveis físicas dentro do sistema fluvial apresentam um gradiente contínuo de condições físicas, o qual deve obter uma série de respostas dentro das populações, resultando num contínuo de adaptações bióticas e padrões consistentes de carga, transporte, utilização e armazenamento da matéria orgânica ao longo do comprimento do rio (VANNOTE *et al.*, 1980).

A hipótese colocada e discutida em Vannote *et al.* (1980) é de que as características estruturais e funcionais das comunidades do rio são adaptadas para ajustar-se à posição mais provável ou estado médio do sistema físico. Os autores teorizam que as comunidades biológicas em cursos d'água naturais desenvolvem e adotam estratégias de processamento que envolvem o mínimo de perda de energia, e as comunidades a jusante são moldadas para capitalizar as ineficiências processadas a montante. Esse processo da dinâmica energética foi anteriormente denominado de espiral de nutrientes por Webster (1975).

O conceito utilizado por Southwood (1977), segundo o qual a estrutura física associada ao ciclo hidrológico forma um padrão para as respostas biológicas, também foi abordado pelos autores do RCC, pois este conceito considera que a compreensão das estratégias e dinâmicas biológicas do sistema fluvial requer considerações sobre o gradiente físico de fatores formados pela rede de drenagem (VANNOTE *et al.*, 1980).

O trabalho de Poole (2002) contribuiu com a discussão porque, apesar de reconhecer tendências gerais nas características do habitat ao longo do perfil longitudinal (RCC), acrescenta o aspecto relacionado à importância ecológica de cada rio dentro da configuração da rede de drenagem nas transições de habitat ao longo dos vetores longitudinais, laterais ou verticais. O autor argumenta que as confluências na bacia hidrográfica causam descontínuos pontuais pela mudança repentina nas características dos rios, criando um salto nos padrões esperados.

A perspectiva do descontínuo pode ser melhor compreendida com base nos pressupostos da dinâmica de unidades hierárquicas (HPD), que considera as unidades do ecossistema lótico aninhadas em forma de uma mosaico hierárquico, em que cada elemento pode ser subdividido em vários outros elementos (POOLE, 2002). O modelo HPD integra a teoria geral da heterogeneidade espacial (*patch dynamics*) com a teoria hierárquica através da expressão de relações entre padrões, processos e escalas em um contexto de paisagem (THORP *et al.*, 2008). Esses autores julgam que esse conceito tem sido apreciado pelos ecólogos, embora a aplicação prática continue desafiadora.

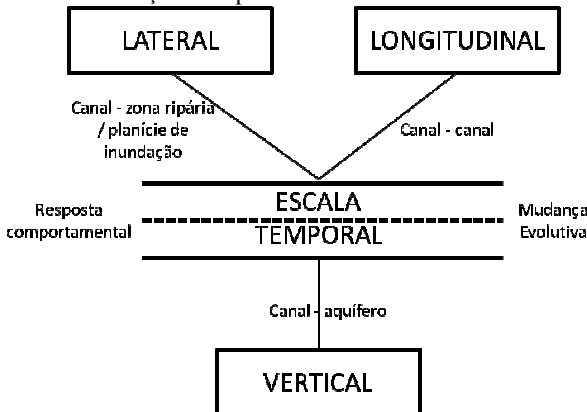
O conceito de corredor hiporréico pode ser compreendido como um ecótono fluando espacialmente entre a superfície do rio e do aquífero. Nesta região ocorrem processos ecológicos importantes e seus requisitos e produtos são influenciados em um número de escalas pelo movimento da água, pela permeabilidade, pelo substrato, pelo tamanho da partícula, pela biota residente e características físico-químicas do

revestimento do rio e pelos aquíferos adjacentes (BULTON *et al.*, 1998).

O pulso de inundação é referido como a maior força controladora da biota nas planícies dos rios, responsável por manter seu equilíbrio dinâmico. Segundo Junk *et al.* (1984), os ciclos de vida da biota que utiliza a planície como habitat se relacionam com o pulso de inundação em termos de sua frequência anual, duração e razão de elevação/diminuição. As planícies de inundação são parte do sistema de drenagem dos rios, sendo periodicamente afetadas pelo transporte de água e material dissolvido e particulado, mesmo em rios de ordens baixas, nos quais os pulsos possuem menor duração (JUNK *et al.*, 1989).

Embora já esteja implícito nos conceitos acima, desempenha ainda um papel relevante a conceituação da natureza de quatro dimensões dos ecossistemas lóticos, desenvolvida por Ward (1989) e esquematizada na figura abaixo. Como exemplo de conceito que trabalha a dimensão longitudinal, pode ser citado o RCC, a lateral, o FPC, e a vertical, por fim, o corredor hiporréico. A dimensão temporal, por sua vez, é bastante delicada, pois reconhecer padrões temporais em sistemas tão variáveis é um desafio constante. Nesse sentido, o presente trabalho concorda com os autores Thorp *et al.* (2008), que, em relação a essa dimensão, escrevem resumidamente: “mudanças no rio são normais, enquanto que a constância é usualmente uma aberração” (pag. 17).

Figura 3 – Conceituação das quatro dimensões dos ecossistemas lóticos.



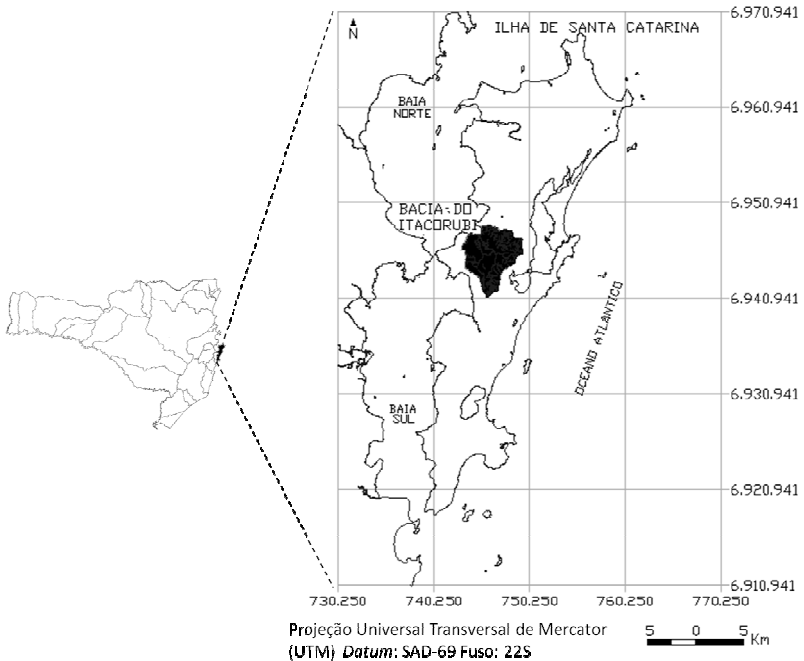
Fonte: Adaptado de Ward (1989).

METODOLOGIA GERAL

Área de estudo: localização e caracterização

A Bacia Hidrográfica do Itacorubi se localiza em Florianópolis na porção central da ilha, entre as coordenadas $x=743.137m$; $y=6.941.075m$ e $x=749.568m$; $y=6.948.682m$ (Fuso 22S, Datum SAD-69). Ocupa a área de $27,7 \text{ km}^2$, considerando como parte da bacia toda a drenagem que desemboca no manguezal do Itacorubi.

Figura 4 – Localização da área de estudo, Bacia Hidrográfica do Itacorubi (em destaque) na Ilha de Florianópolis, SC, Brasil.



O relevo apresenta duas feições topográficas distintas: a presença de uma área de planície que se encontra bastante urbanizada próxima ao manguezal do Itacorubi; e outra área caracterizada pelas elevações rochosas com encostas íngremes, formadas pelos morros e os divisores de água (CRISTO, 2002). Os cursos d'água Córrego Grande, Rio do Meio (ou do Sertão), Ana d'Ávila e Itacorubi são os principais formadores da drenagem natural.

Nesta bacia hidrográfica a ocupação urbana está em plena expansão. A população se aproxima de 45.000 habitantes, porém, em virtude das importantes atividades administrativas, educacionais e comerciais que aí ocorrem, estima-se que haja outras 45 mil pessoas circulando diariamente pela região (PINTO *et al.*, 2007). Nesta bacia se localizam a EPAGRI, CIDASC, CIASC, FIESC, CREA, instituições de ensino superior como UFSC e UDESC, unidades de saúde como o Hospital Universitário e da iniciativa privada, diversos empreendimentos de comércio nos setores de veículos e materiais de construção, bem como *shopping centers* e supermercados.

Há um número considerável de trabalhos científicos que foram desenvolvidos na bacia do Itacorubi que formam o histórico de ocupação e uso da área. Entre eles, cabe citar aqueles desenvolvidos no Manguezal do Itacorubi, sendo que com enfoque ecológico destacam-se os contidos em Sierra de Ledo e Soriano-Sierra (1998). Em relação aos recursos hídricos, destacam-se os trabalhos do Núcleo de Estudos da Água (NEA/ENS/UFSC), como Dalla Costa (2008). Além disso, há os trabalhos sobre a evolução da ocupação urbana desta bacia hidrográfica (VIEIRA, 2010), também aqueles sobre a vulnerabilidade ambiental e áreas de risco, desenvolvidos também no departamento de geociências da UFSC (CRISTO, 2002).

Nesta área é possível exemplificar o processo problemático da interface entre o tecido urbano e as áreas de preservação na Ilha de Santa Catarina, pois, como aponta Reis (2010), é um grande desafio promover a articulação de corredores ecológicos entre os fragmentos em vários estágios de regeneração das encostas (Mata Atlântica) e das planícies (restingas e manguezais). Na região da bacia hidrográfica do Itacorubi, situam-se nas áreas de morros, o Parque Municipal do Maciço da Costeira, o do Maciço do Morro da Cruz, a RPPN do Menino Deus; na planície, por sua vez, situam-se o Parque Ecológico do Córrego Grande e o Parque Municipal do Manguezal do Itacorubi. A conectividade entre esses parques está intensamente comprometida, dado que mesmo as áreas de preservação permanentes dos cursos d'água estão deliberadamente ocupadas (fig. 5).

Em cada local de amostragem inicialmente foram medidos parâmetros *in situ*, utilizando-se sondas específicas para: temperatura e condutividade (Condutímetro YSI-EC 300); oxigênio dissolvido (Oxímetro YSI – 55); pH (pHmetro YSI- 100 AC). O uso das sondas permitiu um maior esforço de amostragem desses parâmetros que puderam ter cinco réplicas. Em seguida, coletaram-se duas amostras de água para análises de fósforo inorgânico dissolvido e de clorofila fitoplanctônica. As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos limpos e mantidas no escuro sob refrigeração até os procedimentos em laboratório.

Para os macroinvertebrados aquáticos coletaram-se, em cada local e em cada levantamento de campo, duas amostras com rede do tipo Surber, com malha 500µm de abertura. A amostragem foi do tipo semiquantitativa, com padronização da área de amostragem (900cm²). As amostras foram fixadas em campo e conservadas com álcool 70%.

Para adquirir informações sobre o escoamento, foram avaliadas a velocidade e a profundidade da seção em cada local. A medição da velocidade foi realizada com o método do flutuador, o qual foi aplicado em distâncias de 1 a 10m, cronometrando-se o tempo do flutuador durante os percursos. Repetiu-se o procedimento várias vezes utilizando dois tamanhos de flutuadores. O método do flutuador é categorizado como método de medição de vazão através da medição de velocidades do fluxo d'água, podendo ser utilizado em casos de alta velocidade, baixa profundidade ou falta de equipamento apropriado (CHEVALLIER, 2009).

A seção transversal foi caracterizada com trena e régua linimétrica, medindo-se a profundidade e a largura do rio. O acompanhamento da variação do nível da água foi realizado através de um ponto de referência definido na margem do curso d'água, a partir do qual foram realizadas as medições em todas as saídas de campo. Esse procedimento foi adotado em substituição à instalação permanente da régua linimétrica. Com os dados medidos e a declividade do levantamento topográfico, foi estimada a rugosidade do leito dos rios, através do número de Manning, pela equação:

$$n = \frac{R^{2/3} \cdot I^{1/2}}{V}$$

Em que:

n: número de Manning;

R: raio hidráulico (m);

I: Declividade (m/m);

V: Velocidade (m/s).

Procedimentos em laboratório

Em laboratório, as amostras de água foram cuidadosamente homogeneizadas e uma alíquota foi utilizada para a medida de turbidez (Turbidímetro Alfa-Kit®). O restante de cada amostra foi imediatamente filtrado e congelado, conforme procedimento descrito em Lana *et al.* (2006), para a análise de fósforo inorgânico dissolvido e clorofila fitoplanctônica.

A determinação do fósforo seguiu a metodologia de GRASSHOFF *et al.* (1983), ou seja, utilizou o método colorimétrico com leitura em espectrofotômetro HITACHI - U2900. Os pigmentos (clorofila-a e feofitina-a) foram extraídos pelo método de Nusch (1980), utilizando o álcool 80%, e a leitura das absorvâncias foi realizada no mesmo espectrofotômetro. As concentrações foram calculadas pelas equações de Lorenzen (1967).

Foram triadas duas amostras de macroinvertebrados por coleta (total de 6 amostras por local). O procedimento de triagem ocorreu em bandeja e sob microscópio estereoscópico no laboratório. Os organismos foram contados e identificados até o nível taxonômico que permitiu a denominação do seu grupo de alimentação funcional, segundo Cummins *et al.* (2005) e Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014). Os principais guias de identificação seguidos foram: Mugnai *et al.* (2010); Cummins & Merrit (1996); Cummins *et al.* (2005); Froehlich (2007). Os organismos foram depositados na coleção de macroinvertebrados do laboratório de comunidade bentônica do Núcleo de Estudos do Mar (UFSC).

Com o substrato que ficou retido na rede de coleta de 500µm, efetuou-se a análise de biomassa e matéria orgânica, após o processo de triagem da fauna. Esse material foi inicialmente secado em estufa sob temperatura de 60°C, até obtenção de peso constante. A biomassa foi estimada pela separação visual do material inorgânico e posterior pesagem (LANA *et al.*, 2006). Para a determinação da matéria orgânica se utilizou ¼ da amostra total. O material foi inicialmente pesado, e após a incineração em mufla (sob a temperatura de 550°C, durante duas horas), realizou-se nova pesagem do material. A matéria orgânica é dada pela diferença entre o peso seco inicial e o peso final da amostra após a incineração.

1. CAPÍTULO I

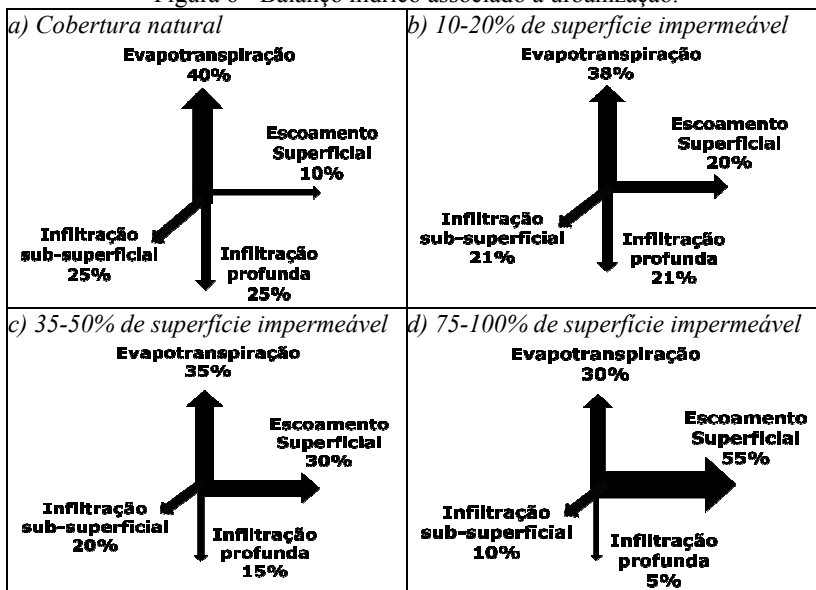
Análise da integridade fluvial: efeitos da urbanização sobre a qualidade da água e comunidade de invertebrados na escala da bacia hidrográfica

1.1. Introdução

A área impermeável da bacia hidrográfica é um importante indicador não só da intensidade da urbanização, como de seus aspectos que afetam a hidrologia e a qualidade da água dos rios (McMAHON e CUFFNEY, 2000). Embora a impermeabilidade em si não gere poluição, ela contribui de forma crítica para as alterações hidrológicas que modificam a integridade dos cursos d'água. Afinal, ela é o principal componente do uso intensivo da terra, o qual gera efetivamente poluição e atua como um sistema eficiente de transporte de poluentes, conduzindo-os para os cursos d'água (ARNOLD e GIBBONS, 1996).

As consequências da urbanização no balanço hídrico das bacias hidrográficas são amplamente pesquisadas; como exemplos citam-se: Klein (1979); Tucci e Clarke (1997); Paul e Meyer (2001). As alterações como aumento do escoamento superficial, aumento da descarga de pico e diminuição da infiltração (fig. 4), pois, afetam diretamente as comunidades aquáticas, uma vez que o fluxo exerce controle sobre muitos atributos estruturais dos rios, tais como: volume do habitat, velocidade da corrente, geomorfologia do canal e estabilidade do substrato (SOUTHWOOD, 1977; POFF e WARD, 1989).

Figura 6 - Balanço hídrico associado à urbanização.



Fonte: Adaptado de Paul e Meyer (2001) e Arnold e Gibbons (1996).

Um evento chuvoso que teria pouca influência em um curso d'água de uma bacia hidrográfica com cobertura original – onde os processos de evapotranspiração, interceptação e infiltração são mais atuantes – possui maior efeito na área urbana, uma vez que, devido à predominância do escoamento superficial, a água chega rapidamente aos rios. Dessa forma, mesmo os eventos chuvosos pequenos ou moderados influenciam as comunidades aquáticas, podendo até mesmo ser, como os autores Walsh *et al.* (2005) argumentam, o mecanismo mais provável de degradação dessas comunidades. Isso se deve ao aumento da frequência em que o habitat é perturbado pelos eventos em função da impermeabilização efetiva (IE), termo que designa o lançamento direto da rede de drenagem no curso d'água.

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos podem indicar a integridade ecológica do meio aquático, dado que sejam formadas por populações de hábitat e hábitos alimentares variados. Suas populações são as primeiras a sofrerem as consequências deletérias das atividades humanas do entorno, já que são sedentárias ou de mobilidade reduzida e estão associadas ao sedimento (KUHLMANN *et al.*, 2012). Os macroinvertebrados têm sido amplamente utilizados como

bioindicadores de qualidade da água no Brasil e no exterior (HYNES, 1960; MERRITT *et al.*, 2002; CUMMINS *et al.*, 2005; GOETHALS, 2002; BORISKO *et al.*, 2007; JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998; FERREIRA *et al.*, 2012). Eles também são bastante utilizados por órgãos de gestão ambiental para monitoramento e caracterização ambiental, por exemplo, a EPA (US-Environmental Protection Agency) e a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – SP/BR).

Segundo Paul e Meyer (2001), os estudos sobre os efeitos da ocupação urbana sobre os invertebrados podem ser divididos em três abordagens: aqueles que estudam um gradiente de aumento da urbanização em uma mesma bacia hidrográfica; aqueles que comparam áreas urbanizadas e áreas de referência; e aqueles que consideram os gradientes de urbanização e a resposta dos invertebrados em várias bacias hidrográficas. Os autores comentam ainda que os três tipos de estudo sugerem que a diversidade – e no geral a abundância – diminuem com o aumento da urbanização. O presente trabalho, no que se refere aos macroinvertebrados, pode ser enquadrado no primeiro dos três tipos, pois a Bacia Hidrográfica do Itacorubi foi o foco principal de análise.

A ênfase na determinação das áreas impermeáveis se dá porque elas contribuem diretamente para a geração do escoamento superficial. Além disso, elas são igualmente um indicador não apenas da urbanização, mas também de toda a cadeia de impactos ambientais iniciados por tal processo, os quais resultam geralmente no decréscimo da integridade dos recursos hídricos (ARNOLD & GIBBONS, 1996). Assim, o objetivo deste trabalho foi de analisar os efeitos da urbanização sobre a qualidade da água e a comunidade de invertebrados na escala da bacia hidrográfica.

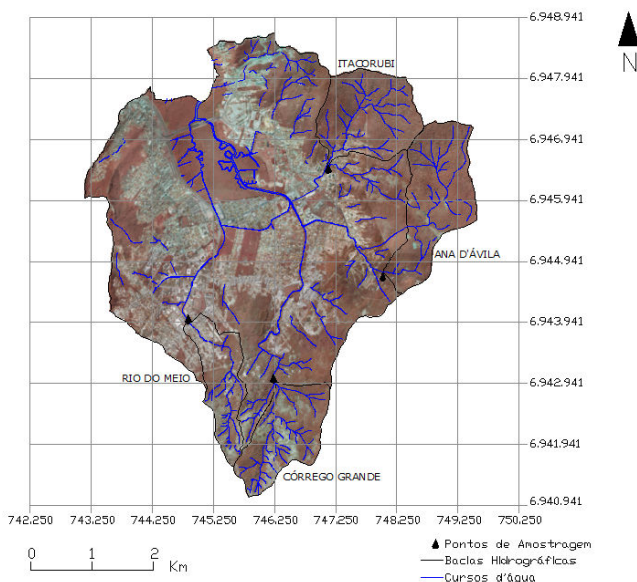
1.2. Metodologia

1.2.1. Desenho amostral

Para avaliar o efeito da urbanização na integridade fluvial foram delimitadas quatro sub-bacias pertencentes à BHI: rio do Meio; Córrego Grande; Ana d'Ávila e Itacorubi. Os locais de amostragem foram definidos conforme o critério de ordem de rio (STRAHLER, 1952) e semelhança de área de drenagem (fig. 6). Apesar do critério de ordem de rio ser bastante empregado pelos ecólogos fluviais, sua utilização possui limitações, como a dependência da ordem do rio em relação à escala do levantamento cartográfico e, além disso, os próprios padrões de densidade de drenagem (ALLAN e CASTILLO, 2007). Deste modo, os

cursos d'água são de terceira ordem (levantamento escala 1:8.000 – IPUF, 2008), com áreas de drenagem entre 1.3 e 2.3 km². Além disso, procurou-se observar as condições de acesso, de segurança, de esforço amostral e de limitações relativas ao método de coleta dos macroinvertebrados.

Figura 7 – Detalhamento do desenho amostral: sub-bacias e pontos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).



Os segmentos de curso d'água que não aparecem conectados à rede de drenagem na figura, pois, estão interrompidos por canalizações subterrâneas que não foram representadas na restituição realizada pelo IPUF. O mapa com maior detalhe se encontra em apêndice.

1.2.2. Análise dos dados

Os resultados de qualidade da água (parâmetros medidos *in situ* e em laboratório) foram analisados pelo escalonamento multidimensional não-métrico (n-MDS), a fim de verificar a similaridade entre os locais. Os resultados foram submetidos à normalização e com eles foi gerada a matriz de dissimilaridade (com base na distância Euclidiana). O método de ordenação n-MDS fornece uma localização das amostras em um

“mapa” usualmente de duas dimensões, no qual a ordem de classificação das distâncias entre as amostras no diagrama concorda com a ordem de classificação da combinação de distâncias tomadas da matriz triangular de similaridade ou dissimilaridade (CLARKE e WARWICK, 1994). A determinação de quão bem sucedido foi esse processo é mensurada pelo coeficiente de *stress*, sendo considerado bom o valor abaixo de 0.1, e regular, até 0.2.

Foram gerados dois diagramas principais e outros secundários de círculos com a representação dos valores absolutos de cada parâmetro. O primeiro diagrama principal foi gerado com os parâmetros medidos *in situ* (n=15), e o segundo com todos os resultados de qualidade da água (n=6). O objetivo foi verificar se haveria modificação na distribuição dos resultados com a diminuição do número de réplicas. Para esse balanceamento dos dados, optou-se pela exclusão da medida mais dispersa e se efetuou a média dos outros valores, de modo que de cinco medidas ficaram duas, para os parâmetros medidos *in situ*. Estas foram utilizadas em conjunto com os resultados dos outros parâmetros, que possuem duas medidas por coleta. Assim, todos os parâmetros ficaram com seis réplicas, número que foi utilizado nas demais análises.

Para verificar os resultados obtidos para ambos os diagramas n-MDS realizou-se a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), com 999 permutações, adotando-se um nível de significância de $p > 0.05$. A PERMANOVA é uma análise não-paramétrica baseada em permutação, e por usar permutações o teste não requer nenhum pressuposto específico com relação ao número de variáveis ou à natureza das suas distribuições individuais ou correlações. Por essas razões, esse teste é bastante utilizado em estudos ecológicos (ANDERSON, 2001). A estatística utilizada (estatística-t) é análoga à razão-F de Fisher, constituída a partir das somas das distâncias ao quadrado (ou dissimilaridades) dentro e entre grupos (ANDERSON, 2001).

Os dados de abundância da fauna foram avaliados pela análise canônica de coordenadas principais (CAP), em razão de sua flexibilidade e utilidade como método de ordenação restrito dentro da ecologia (ANDERSON e TREVOR, 2003). Foi aplicada a transformação $\log(x+1)$ aos dados, e matriz de dissimilaridade foi gerada pela distância de Bray-Curtis, geralmente utilizada para dados bióticos. Nos diagramas gerados foi sobreposta a correlação de Spearman (valores acima de 0.40), que mostra a forma como cada grupo de organismos contribui na ordenação. Na representação gráfica dessa

correlação, o tamanho dos vetores representa o valor do coeficiente, e o raio do círculo é o valor máximo (coeficiente de Spearman $\rho=1$).

Para confirmar os resultados da CAP, realizou-se o teste pareado de homogeneidade da dispersão multivariada baseada em distância (PERMDISP), tendo por base o centroide e utilizando-se 999 permutações. Os dados de abundância foram previamente transformados em logaritmo e a distância de Bray-Curtis foi empregada para a geração da matriz. O PERMDISP é um teste não-paramétrico que pode ser utilizado para dados sem distribuição normal, quando a medida de dispersão não é a distância Euclidiana e quando o número de variáveis excede o número de observações (ANDERSON, 2006).

Adicionalmente foram apresentadas métricas do número de taxa presente (S), número total de indivíduos (N) e alguns índices de diversidade usuais em estudos ecológicos:

- Riqueza de espécies (Margalef):

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

- Homogeneidade de Pielou – J':

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i}{\ln S}$$

Índice de Shannon-Wiener – H':

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log p_i$$

Índice de Simpson $1-\lambda'$:

$$1 - \lambda' = 1 - \sum_{i=1}^S \frac{N_i \cdot (N_i - 1)}{N \cdot (N - 1)}$$

Nas quais:

S – número de taxa da amostra;

N – número de indivíduos da amostra;

p_i – proporção de indivíduos em relação ao total da amostra.

Com objetivo de visualizar a relação dos dados da fauna com os de qualidade da água, foi utilizada novamente a CAP. Segundo Anderson e Trevor (2003), embora diferenças entre grupos possam ser vistas em uma análise de ordenação sem restrições (como o nMDS), elas

podem ser mascaradas pela alta variabilidade e alta estrutura de correlação entre variáveis, independentemente das diferenças entre os grupos. Para o primeiro diagrama da CAP, os resultados de qualidade da água foram normalizados; para a construção da matriz de dissimilaridade, utilizou-se a distância Euclidiana. Os dados de abundância da fauna foram sobrepostos neste diagrama pela correlação de Spearman (valores acima de 0.60), que desta vez correlacionou as matrizes de dados da fauna e de qualidade da água. No segundo diagrama gerado com os dados de abundância da fauna, foi aplicada a transformação $\log(x+1)$ e utilizada a distância de Bray-Curtis para a geração da matriz de dissimilaridade. Neste diagrama os dados de qualidade da água foram sobrepostos também com a correlação de Spearman (valores acima de 0.50), em que o tamanho dos vetores representa o valor do coeficiente, e o raio do círculo é o valor máximo (coeficiente de Spearman $\rho=1$).

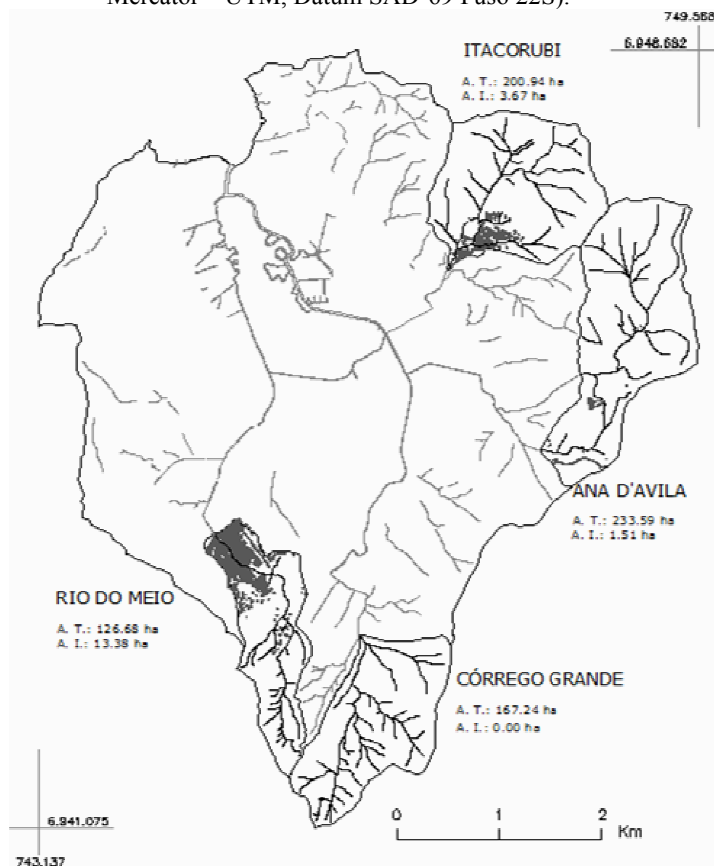
Todas as análises foram realizadas no PRIMER versão 6.1.15 e PERMANOVA+ versão 1.0.5.

1.3. Resultados

1.3.1. Caracterização da urbanização e escoamento

O grau de urbanização de cada sub-bacia, indicado pela área impermeável foi de 0.0ha para o rio Córrego Grande; 1.51ha para o rio Ana d'Ávila; 3.67ha para o rio Itacorubi; 13.38ha para o rio do Meio (fig. 7). O rio Córrego Grande ainda não possui área impermeável na área de contribuição a montante do local de amostragem; o local está dentro dos limites da unidade de conservação do Maciço da Costeira. No rio Ana d'Ávila, a mancha urbana é mais esparsa, com alguma intensificação localizada próximo da Rodovia Admar Gonzaga. No rio Itacorubi, a urbanização é na maior parte residencial e mais densa próxima ao local de amostragem. No rio do Meio, por fim, a urbanização é residencial e comercial, com tendência ao aumento da densidade, por estar nas proximidades da UFSC.

Figura 8 – Representação da área total e área impermeável das sub-bacias a montante dos pontos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).



Os valores medidos em campo de velocidade e profundidade da lâmina d'água correspondem aos valores esperados em função do regime hidrológico das bacias hidrográficas e das próprias características das bacias, como o porte pequeno e a baixa ordem dos rios. Considerando-se, adicionalmente, a presença de erros associados às medições e a precisão do método aplicado (tab. 1).

Tabela 1 – Velocidade média (\pm erro padrão) e profundidade (do meio da seção).

Rios	Velocidade (m.s ⁻¹)		
	Fevereiro	Março	Abril
Itacorubi	0.25 \pm 0.01	0.55 \pm 0.04	0.34 \pm 0.02
Ana d'Ávila	0.37 \pm 0.04	0.84 \pm 0.05	1.02 \pm 0.12
Córrego Grande	0.32 \pm 0.02	0.71 \pm 0.02	0.42 \pm 0.01
rio do Meio	0.30 \pm 0.02	0.48 \pm 0.01	0.28 \pm 0.02
Profundidade (cm)			
Itacorubi	7.0	15.0	13.5
Ana d'Ávila	4.5	7.0	10.0
Córrego Grande	15.5	21.9	14.5
rio do Meio	5.5	3.0	5.0

1.3.2. Condições climáticas

Os dados de temperatura do ar, máxima e mínima, apresentaram variação decrescente da primeira para a última coleta. A precipitação acumulada, para os 10 e 5 dias antecedentes as datas de coleta, mostra maiores valores para o mês de março e menor valor para o mês de fevereiro (tab. 2). Nos dias de coleta não houve precipitação.

Tabela 2 – Temperatura atmosférica (°C) e precipitação acumulada (mm) nos dias anteriores às coletas. Fonte: EPAGRI (2014) – Estação Convencional, Bairro Itacorubi.

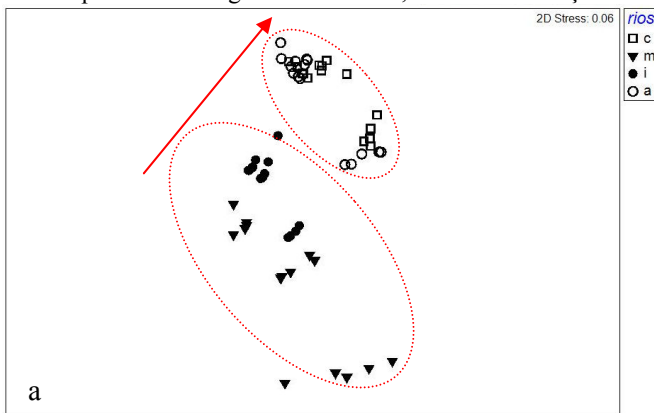
Dia da coleta	Temperatura		Precipitação total antecedente	
	Máx.	Mín.	10 dias	5 dias
	°C	°C	mm	mm
11-fev	31.4	22.0	1.5	0.0
12-fev	32.4	24.9	1.5	0.0
24-mar	26.7	15.2	37.5	9.1
25-mar	26.6	18.6	37.5	9.1
27-abr	21.6	15.2	22.3	3.5
28-abr	23.6	14.2	22.3	3.5

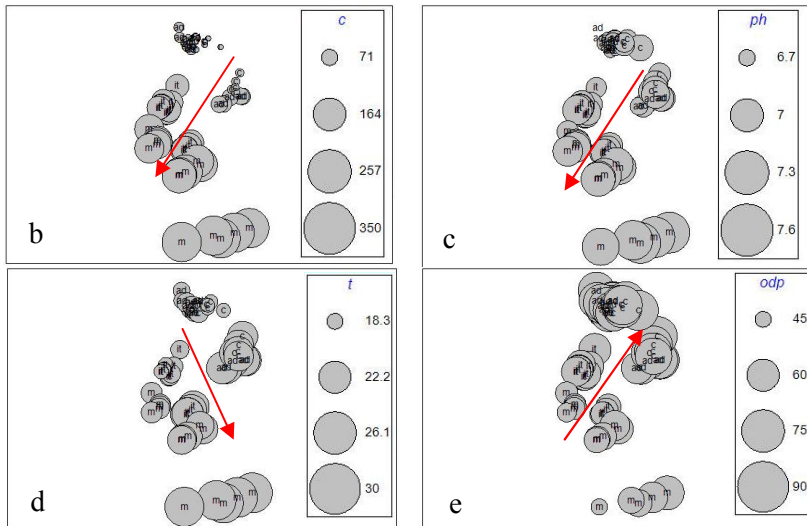
1.3.3. Qualidade da água

Os resultados de qualidade da água apresentam duas tendências de acordo com os diagramas gerados pelo nMDS. A primeira mostra a separação entre os rios menos urbanizados (Córrego Grande e Ana d'Ávila) e os mais urbanizados (Itacorubi e rio do Meio) – fig. 9-a; a segunda, mais marcante, aponta para a formação de um gradiente de degradação, conforme a intensidade da urbanização (fig. 10-a).

Pela sobreposição dos valores absolutos de cada parâmetro no nMDS (diagramas de círculos) se percebe a variação entre amostras e entre os locais. A condutividade apresenta valores reduzidos para os rios menos urbanizados (fig. 9-b). Este parâmetro, junto com o oxigênio dissolvido, influencia a separação entre os rios conforme os graus de urbanização (fig. 9-e). Os valores de pH também foram maiores para os rios mais urbanizados. A temperatura mostra a variabilidade entre as coletas, com a separação das amostras de fevereiro do rio do Meio, cujos valores de temperatura da água se aproximaram aos 30°C (fig. 9-d).

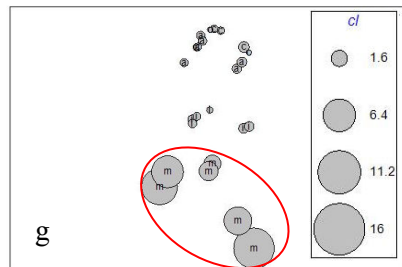
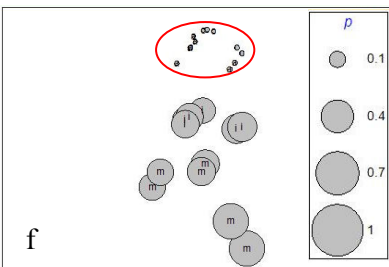
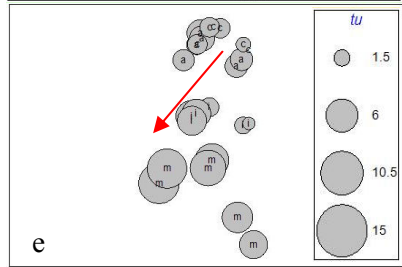
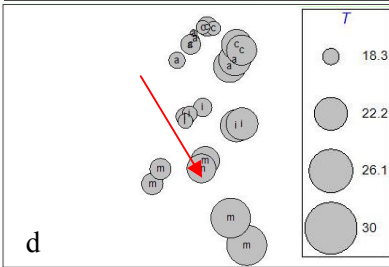
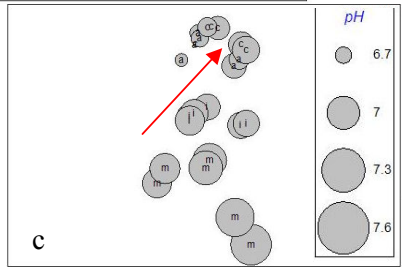
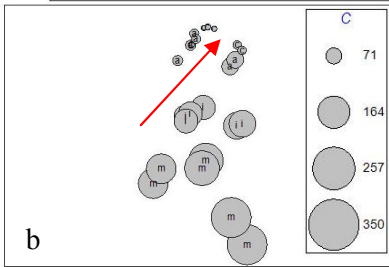
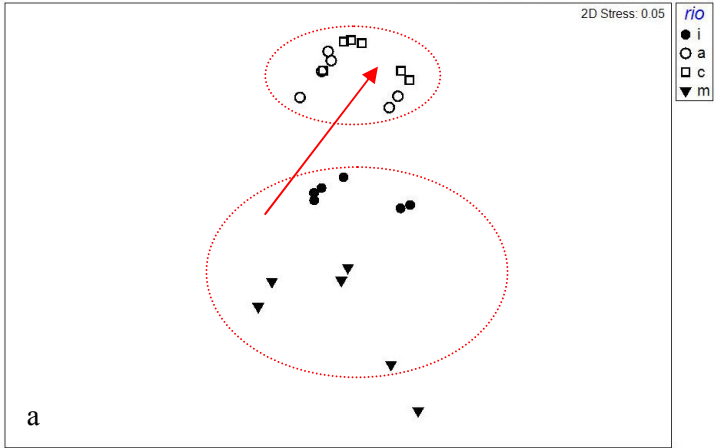
Figura 9 – (a) nMDS (n=15) mostra a separação entre os rios menos e mais urbanizados. A seta aponta a direção do gradiente de integridade formado da bacia hidrográfica com maior para a menor área impermeável. Rios: a – Ana d'Ávila; i – Itacorubi; c – Córrego grande; m – rio do Meio. Nos diagramas secundários (b – e) gerados com a projeção dos dados absolutos dos parâmetros as setas apontam dos menores para os maiores valores. (b) Diagrama do parâmetro Condutividade, em μS . (c) Diagrama do parâmetro pH – potencial hidrogeniônico. (d) Diagrama do parâmetro Temperatura, em $^{\circ}\text{C}$. (e) Diagrama do parâmetro Oxigênio Dissolvido, em % de saturação.

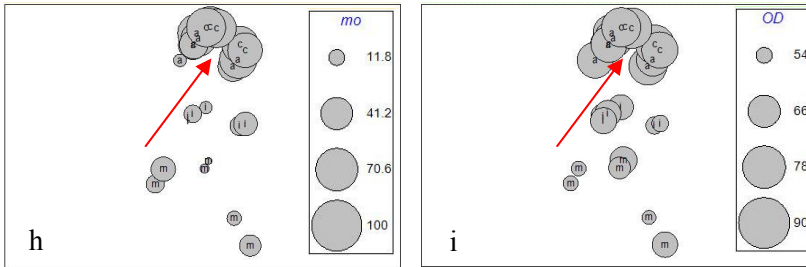




Houve manutenção das tendências observadas nos nMDS com o aumento do número de parâmetros e a redução das réplicas (fig. 10-a). Também permanece a mesma distribuição, se os diagramas de círculos forem comparados com os diagramas gerados pelos parâmetros condutividade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido, cujo número de réplicas foi reduzido.

Figura 10 – (a) nMDS (n=6) mostra a confirmação da separação entre os rios menos e mais urbanizados. A seta aponta na direção do gradiente formado da bacia hidrográfica com maior e menor área impermeável. Rios: a – Ana d’Ávila; i – Itacorubi; c – Córrego grande; m – rio do Meio. Nos diagramas secundários (b – i) gerados com a projeção dos dados absolutos dos parâmetros as setas apontam dos menores para os maiores valores. (b) Diagrama do parâmetro Condutividade, em μS . (c) Diagrama do parâmetro pH – potencial hidrogeniônico. (d) Diagrama do parâmetro Temperatura, em $^{\circ}\text{C}$. (e) Diagrama do parâmetro Turbidez, em UNT. (f) Diagrama do parâmetro Fósforo, em mg.L^{-1} , valores dos rios menos urbanizados em destaque. (g) Diagrama do parâmetro Clorofila, em $\mu\text{g.L}^{-1}$, valores maiores do rio do Meio em destaque. (h) Diagrama do parâmetro Matéria orgânica, em %. (i) Diagrama do parâmetro Oxigênio Dissolvido, em % de saturação.





Pela PERMANOVA entre rios (n=15), houve diferença significativa ($p < 0.05$) para todos os pares, com exceção do Córrego Grande e Ana d'Ávila (tab. 3).

Tabela 3 – Resultado completo do teste estatístico Permanova (n=15) para verificar a diferença entre o fator rios, utilizando distância Euclidiana e 999 permutações. Em que: Córrego grande - c; Ana d'Ávila - a; Itacorubi - i; m: rio do Meio. Não houve diferença significativa apenas para os rios Ana d'Ávila e Córrego Grande.

Fonte	gl	SS	MS	Pseudo-F	P
Rios	3	151.52	50.51	33.48	0.001
Resíduos	56	84.48			
Total	59	236			

Teste pareado entre os rios

Rios	t	P
i, a	5.09	0.001
i, c	6.22	0.001
i, m	3.95	0.001
a, c	1.03	0.332
a, m	6.97	0.001
c, m	7.61	0.001

Refazendo o teste da PERMANOVA entre rios, para n=6, confirma-se o resultado anterior, pois houve diferença significativa ($p < 0.05$) para todos os pares, com exceção do Córrego Grande e Ana d'Ávila (tab. 4).

Tabela 4 – Resultado completo do teste estatístico Permanova (n=6) para verificar a diferença entre o fator rios, utilizando distância Euclidiana e 999 permutações. Em que: Córrego grande - c; Ana d'Ávila - a; Itacorubi - i; m: rio do Meio. Confirmou-se que não houve diferença significativa apenas para os rios Ana d'Ávila e Córrego Grande.

Fonte	gl	SS	MS	Pseudo-F	P
Rios	3	130.99	43.66	16.47	0.001
Resíduos	20	53.01	2.65		
Total	23	184			

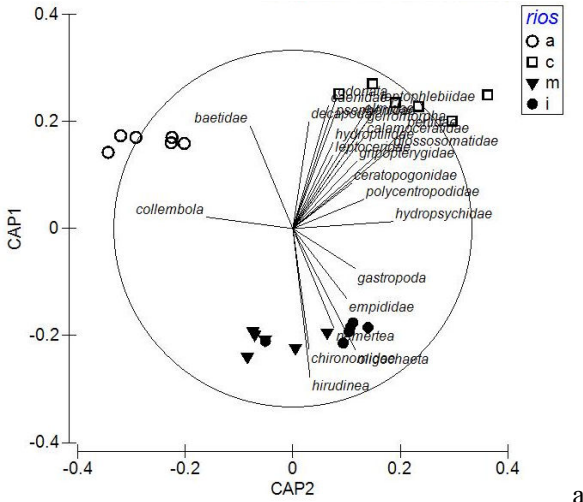
Teste pareado entre os rios

Rios	t	P
i, a	3.68	0.009
i, c	4.68	0.002
i, m	2.87	0.006
a, c	1.20	0.234
a, m	4.59	0.004
c, m	5.26	0.002

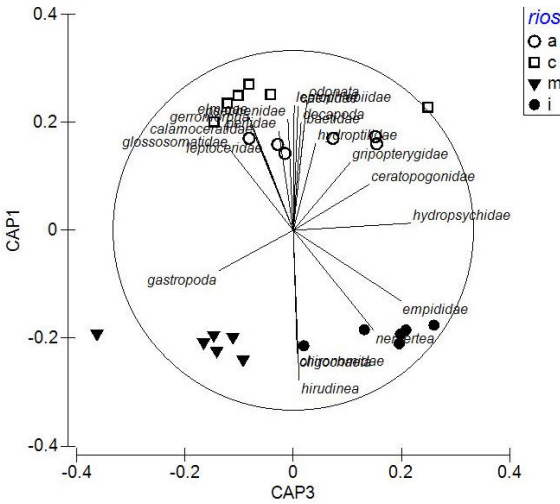
1.3.4. Comunidade de macroinvertebrados

A análise canônica de coordenadas principais (CAP) mostra uma separação marcante entre os rios com características menos urbanas e mais urbanas, representada pelo eixo 1 que explica a variação em 54.2%. Além disso, foi encontrada uma aproximação entre as amostras de cada um dos rios. Contudo, quando plotados os eixos 1 e 2 (agora com explicação de 75%), há diferenciação entre o Ana d'Ávila e Córrego Grande (fig. 11-a). Já quando plotados os eixos 1 e 3, a separação entre o Itacorubi e rio do Meio foi evidenciada (fig.11-b), sendo que o terceiro eixo explica com os demais 87.5% da variação dos dados. Pela sobreposição do coeficiente de Spearman, visualiza-se a abundância maior de grupos, que aponta para os rios menos urbanizados, com destaque para o rio Córrego Grande.

Figura 11 – Gráficos da análise canônica de coordenadas principais (CAP) para a comunidade de macroinvertebrados, sendo a: Ana d'Ávila; i: Itacorubi; c: Córrego Grande; m: rio do Meio. Os vetores representam a correlação de Spearman para dos grupos com os eixos (correlação acima de 0.40). (a) Gráfico dos eixos 1 e 2, com explicação de 75% da variação. (b) Gráfico dos eixos 1 e 3, sendo que o eixo 3 representa um aumento de 12.5% na explicação dos dados.



a



b

O cálculo do teste pareado de homogeneidade da dispersão baseado em distância (PERMDISP) mostrou diferença significativa ($p < 0.05$) para a maioria dos rios (tab. 5), com exceção do Ana d'Ávila e Córrego Grande ($t = 1.65$; $p = 0.174$).

Tabela 5 – Valores das estatísticas t e P, para o teste estatístico PERMDISP realizado com os dados de abundância da comunidade de macroinvertebrados, em relação ao centroide ($F = 18.58$) graus de liberdade $gl_1 = 3$; $gl_2 = 20$; $p = 0.001$.

Rios: it: Itacorubi; ad: Ana d'Ávila; c: Córrego grande; m: rio do Meio.

Rios	t	P
a,c	1.65	0.174
a,m	5.10	0.004
a,i	7.52	0.002
c,m	2.87	0.014
c,i	4.80	0.001
m,i	2.39	0.036

Os índices de diversidade (resultados por amostra se encontram em apêndice) indicam maior riqueza de espécies para o rio Córrego Grande, seguido pelo Ana d'Ávila, Itacorubi e rio do Meio. Por sua vez, o número de abundância de organismos segue a tendência contrária, com maior número no Itacorubi, seguido pelo rio do Meio, Ana d'Ávila e Córrego Grande. Como o índice de Simpson é influenciado pela abundância, observaram-se valores similares para os rios Ana d'Ávila e Itacorubi.

Tabela 6 – Valores dos índices de diversidade da comunidade de macroinvertebrados para os cursos d'água, sendo c: Córrego Grande; a: Ana d'Ávila; i: Itacorubi; m: rio do Meio. As métricas: S: total de espécies; N: total de indivíduos; d: riqueza de espécies (Margalef); J': Homogeneidade de Pielou; H': índice de Shannon-Wiener; $1 - \lambda'$: índice de Simpson.

Rios	S	N	d	J'	H'	$1 - \lambda'$
c	14	102	2.87	0.74	1.95	0.78
a	7	247	1.36	0.53	1.03	0.52
i	9	2148	1.00	0.48	1.01	0.55
m	6	1322	0.66	0.49	0.82	0.45

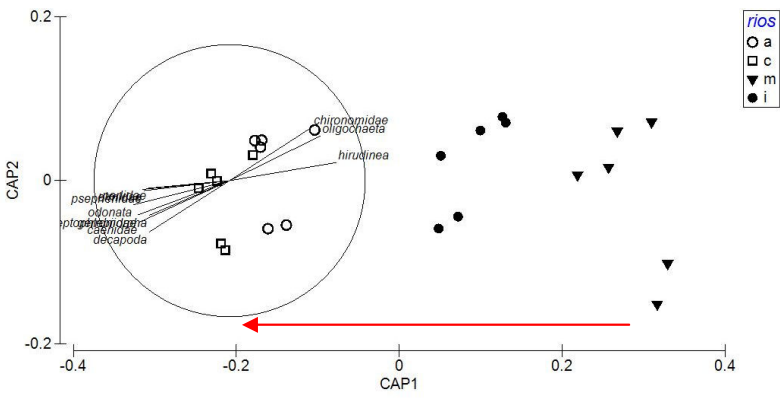
1.3.5. Influência da urbanização na integridade fluvial

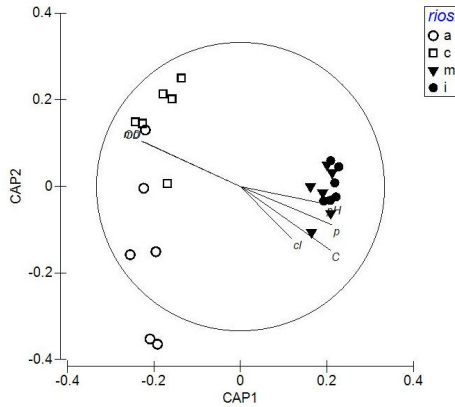
A CAP gerada com os resultados de qualidade da água (fig. 12-a) confirma o gradiente de degradação dado pelo diagrama anterior, nMDS

(fig. 10-a). Quando são sobrepostos os dados da comunidade de macroinvertebrados sobre o resultado da CAP, os grupos da fauna que têm maior relação com rios mais urbanizados foram: oligochaeta; chironomidae (diptera); e hirudinea. Em compensação, os grupos relacionados aos rios menos urbanizados são: perlidae (plecoptera); psephenidae (coleoptera); odonata; leptophlebiidae e caenidae (ephemeroptera); gerromorpha; e, decapoda (fig. 12-a).

A CAP gerada com os resultados de abundância da comunidade de macroinvertebrados agora com a sobreposição dos parâmetros de qualidade da água (fig. 12-b), por sua vez, mostra os parâmetros (clorofila, condutividade, fósforo, pH e turbidez) que se relacionam aos rios mais urbanos. E os parâmetros matéria orgânica particulada e oxigênio dissolvido (com vetores coincidentes) estão relacionadas aos rios menos urbanizados (Fig 12-b).

Figura 12 – Gráficos da análise CAP, sendo m - rio do Meio; i - rio Itacorubi; a - rio Ana d'Ávila; c - rio Córrego Grande. a) Resultado da análise CAP para qualidade da água, confirma o gradiente de integridade apontado pela seta. A correlação de Spearman sobreposta mostra os grupos de fauna (correlação maior de 0.60) que se relacionam aos rios mais urbanizados, à direita, e os grupos que se relacionam aos rios menos urbanizados, à esquerda. b) Resultado da análise CAP para os dados de abundância da comunidade de macroinvertebrados. A correlação de Spearman sobreposta mostra os parâmetros de qualidade da água (correlação maior de 0.50). As siglas dos parâmetros são: OD: oxigênio dissolvido; mo: matéria orgânica particulada; T: temperatura; tu: turbidez; p: fósforo; c: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; cl: clorofila.





b

1.4. Discussão

A temática da urbanização em relação à condição dos cursos d'água é bastante discutida na literatura científica. Klein (1979) estudou essa questão quanto aos índices de diversidade, e seus resultados sugeriram o início da degradação de tais cursos para um valor de 10% de área impermeável, e degradação mais severa por volta de 30%. Resultado muito similar foi discutido por Arnold e Gibbons (1996), que defenderam a área impermeável como indicador ambiental. As análises aqui efetuadas reforçam as conclusões desses autores, pois atestam uma configuração das amostras de acordo com a porcentagem de área impermeável das suas bacias hidrográficas, comprovando a utilidade desta medida como indicador da integridade da bacia e dos cursos d'água.

Contudo, fortes modificações já foram observadas com 2% de área impermeável no rio Itacorubi, onde os resultados de fósforo e condutividade já foram bastante elevados. O rio do Meio, cuja área impermeável foi de 11%, destacou-se dos demais nos valores de condutividade, pH, temperatura, fósforo e clorofila. Vietz *et al.* (2014) encontraram modificações também em variáveis geomorfológicas para baixos graus de impermeabilização efetiva (IE < 2-3%). Walsh *et al.* (2012) mostram que a impermeabilização efetiva, em comparação com a área impermeável total, prediz melhor as respostas ecológicas em cursos d'água. No caso do Brasil, entretanto, em que mesmo o tratamento de esgoto é incipiente, a drenagem raramente recebe outro destino que não seja a conexão direta aos cursos d'água. Deste modo, a impermeabilização total pode ser considerada como impermeabilização

efetiva e isso pode explicar a degradação encontrada mesmo para baixos valores de área impermeável nas bacias hidrográficas.

A vegetação ripária normalmente atua como filtro para a carga de nutrientes e matéria orgânica que é produzida na bacia e chegaria aos cursos d'água, mas sua ação é mais efetiva em bacias hidrográficas rurais, onde a fonte principal se origina dos fertilizantes utilizados na agricultura e a contaminação é difusa (OSBORNE e KOVACIC, 1993). Na área urbana, a carga de poluição está mais relacionada com a existência de infraestrutura de saneamento: coleta e tratamento de esgotos domésticos e também com a configuração do sistema de drenagem (WALSH *et al.*, 2005). Se a tubulação de drenagem, e não raro de esgoto, está conectada diretamente no curso d'água, como se observa nos rios Itacorubi e rio do Meio, a vegetação ripária terá sua influência reduzida no sentido de diminuir os efeitos da poluição que é lançada de forma direta por essas tubulações.

Todavia, mesmo na área urbana, a vegetação das margens atua efetivamente na manutenção da temperatura da água, pois minimiza as oscilações térmicas (OSBORNE e KOVACIC, 1993). Além disso, quando o sombreamento do leito diminui, ocorre um aumento da temperatura da água (JANISCH *et al.*, 2012). Percebe-se que os valores de temperatura máxima, encontrada nos dias de coleta, foram menores nos rios com maior cobertura de vegetação ripária, mesmo quando localizados em área mais urbanizada, como é o caso do rio Itacorubi. Já no rio do Meio, que não possui vegetação ripária, a temperatura da água chegou aos 29.7°C, com diferença de apenas 1.8°C da temperatura máxima do ar no dia de coleta.

No geral, os parâmetros de qualidade da água indicam os usos a montante da bacia (TU, 2013; TUNDESQUE *et al.*, 2014). Contudo, Cairns *et al.* (1993) dão a entender que as respostas biológicas tendem a integrar efeitos de muitos agentes estressores de modo independente e interativo, propriedade que os tornam indicadores mais robustos do estado do ecossistema do que as concentrações e cargas de produtos químicos individuais. A maior distinção para os invertebrados foi entre o grupo de rios mais urbanizados (Itacorubi e rio do Meio) e os menos urbanizados (Córrego Grande e Ana d'Ávila). No entanto, quando se realizou o teste pareado, apenas os rios Córrego Grande e Ana d'Ávila não apresentaram diferença expressiva na composição da fauna. Supõe-se que a diferença entre os rios Itacorubi e rio do Meio se dá não apenas pela intensidade da urbanização, como também pelo revestimento do leito. Isso porque ações sobre a paisagem que afetam a água e o

sedimento, e que podem estabilizar ou desestabilizar a forma do canal existente, desencadeiam uma cascata de mudanças que culminam frequentemente em um habitat degradado e pouco heterogêneo (ALLAN, 2004).

O escoamento básico é um atributo hidrológico importante, pois governa a habitabilidade e biodiversidade aquática (CLUER e THORNE, 2014). Observa-se que mesmo no mês de menores valores de precipitação antecedente, o rio Córrego Grande, o qual não possui área impermeável na sua bacia hidrográfica, apresenta maior lâmina d'água (17.3cm em média). Neste rio, a diversidade de grupos foi maior, com diferenciação dos demais em todos os índices da fauna. A sustentação da lâmina d'água também auxilia a manter a temperatura e a reduzir o stress térmico (POFF e WARD, 1990). Nas bacias mais urbanizadas, em razão da diminuição da capacidade de infiltração subterrânea, o escoamento que deveria ser mantido nos rios durante os períodos de estiagem fica bastante alterado. Esse aspecto fica evidente pela baixa profundidade da água nas seções, principalmente no rio do Meio (4.5cm em média).

O regime hidrológico é crucial para criar e manter a diversidade morfológica dos rios e suportar a integridade ecológica (CLUER e THORNE, 2014). Assim, a avaliação da integridade da bacia hidrográfica, que é a unidade de estudos para a hidrologia, apresenta-se como fator crucial para a compreensão do processo de degradação dos cursos d'água. Quando se ressaltam o processo de urbanização e a configuração da rede de drenagem como fatores condicionantes para a recuperação, outras perspectivas emergem para o melhoramento de indicadores ecológicos.

1.5. Conclusão

Estudos que abordam a relação entre a urbanização e a condição dos cursos d'água já foram realizados e não são necessariamente inovadores; eles contribuem, porém, para a formação de um conhecimento cada vez mais sólido dos processos envolvidos na manutenção da integridade dos cursos d'água. Notou-se uma relação direta entre a área impermeável das bacias hidrográficas e o decréscimo da qualidade da água. A comunidade de macroinvertebrados também respondeu ao aumento da urbanização nas bacias hidrográficas, não de forma gradativa, como aconteceu com a qualidade da água, mas de modo mais complexo e sem relações imediatas de causa e efeito. Pode-se dizer que houve uma tendência de aumento da abundância de alguns

grupos e, em geral, a diminuição da riqueza conforme a intensidade da urbanização.

A influência da oscilação dos parâmetros do escoamento, que estão diretamente relacionadas à hidrologia das bacias hidrográficas, não pode ser avaliada devido ao curto período de observações. Contudo, a diferença de integridade entre as bacias e a relação com a sua área impermeável, abundantemente demonstrada na literatura, aponta para a necessidade de uma urbanização com menor densidade de ocupação, para não haver uma ruptura tão grande nos processos hidrológicos que influenciam os padrões de biodiversidade.

Com o aumento da área urbana, observam-se também alterações estruturais nos rios, pois a canalização proporciona o confinamento e fixação das margens e fornece maior área para a ocupação, seja para o sistema viário, para moradia ou infraestrutura pública. A faixa de preservação permanente, que deveria ser ocupada pela vegetação ripária, acaba servindo aos mais diversos fins que não estão relacionados à manutenção da integridade do rio. Todavia, este espaço é periodicamente retomado durante as inundações urbanas, geralmente consequências da forma de ocupação intensiva da bacia hidrográfica. A integridade dos rios, portanto, está diretamente relacionada à sua área de drenagem, onde os processos são determinantes para as demais escalas de trecho de rio e de habitat.

2. CAPÍTULO II

Estudo sobre a influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat fluvial

2.1. Introdução

Nos cursos d'água, as características espaciais e temporais do ambiente físico podem pré-determinar o tipo e a gama de respostas ecológicas, de acordo com a perturbação natural ou antropogênica (POFF e WARD, 1990). As perturbações podem dar-se em virtude de modificações físicas (remoção ou raspagem do substrato, por exemplo), ou em virtude de alterações que tornam o habitat fisiologicamente indesejável, como condições térmicas extremas ou reduções de oxigênio dissolvido (POFF e WARD, 1990). Vannote *et al.* (1980) definiram a estabilidade do ecossistema fluvial como a tendência para reduzir as flutuações no fluxo de energia, enquanto a estrutura e função da comunidade são mantidas face às variações das condições ambientais. Nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos de cursos d'água, a alta diversidade é mantida pela interação entre baixos graus de perturbação e heterogeneidade do habitat (DEATH e WINTERBOURN, 1995).

A velocidade média, a profundidade e a rugosidade são parâmetros hidráulicos que fornecem informações úteis sobre as condições do fluxo no ambiente (ALAN e CASTILLO, 2007). Segundo esses autores, o número de Froude e de Reynolds podem ser estimados apenas com algumas medidas de profundidade e velocidade em campo. Contudo, sabe-se na área hidráulica que a estimativa da rugosidade não é tão simples e imediata, principalmente em canais naturais, onde há alta complexidade e irregularidade (KIM *et al.*, 2010).

Os elementos mínimos a serem considerados em uma aproximação da caracterização dos padrões do ambiente lótico, segundo Poff e Ward (1990), deverão ser o substrato, o regime de temperatura e os padrões de fluxo. Para Hynes (1960), há um número de propriedades do ambiente que constituem de várias maneiras os fatores do microhabitat, a saber, a velocidade da corrente, a temperatura, os sais e o oxigênio dissolvido da água.

A canalização atua como fator de homogeneização e simplificação do habitat, sendo uma das causas da perda de conectividade fluvial (WARD, 1998). Na perspectiva do modelo dos autores Cluer e Thorne (2014), os estágios envolvendo canalização,

dragagem, incisões que concentram o fluxo dentro de um canal e acentuam os picos de cheia, podem danificar ou “lavar” características físicas de habitats e diminuir as interações com o entorno. Nesse sentido, há uma redução da função do habitat, a qual pode ser compreendida como um subconjunto das funções ecológicas que estão relacionadas aos atributos físicos do habitat (ESCOBAR-ARIAS e PASTERNAK, 2010).

Os padrões complexos que existem sobre, entre e através do substrato também fornecem uma variedade de fontes de alimentação e refúgio para os invertebrados bênticos (JOWETT, 2003). Considerações sobre a complexidade do fluxo ao redor das superfícies do substrato levam à conclusão de que a disponibilidade de microambientes para os invertebrados bentônicos é mais provável de ocorrer em uma variedade de profundidades, velocidades e tipos de substrato. Isso ocorre porque a diversidade bentônica aumenta à medida que cresce a gama tanto de velocidade como de rugosidade relativa do leito (JOWETT, 2003).

Os grupos funcionais de alimentação podem ser utilizados para conhecer o estado ecológico de cursos d'água (MERRITT *et al.*, 2002; CUMMINS *et al.*, 2005). Essa abordagem funcional é baseada no reconhecimento de características morfológicas e comportamentais dos invertebrados, que se relacionam diretamente aos modos de aquisição de alimentos. Segundo Cummins *et al.* (2005), a abordagem funcional é uma alternativa à taxonômica, no sentido de que, em geral, exige menor nível de detalhamento.

Um grupo funcional pode ser definido como um grupo de espécies que têm tratos similares e que, por isso, exercem efeitos provavelmente similares no funcionamento do ecossistema (TILMAN, 2001). Segundo o mesmo autor, a importância ecológica da diversidade funcional se dá porque, por definição, é um componente da diversidade que influencia a dinâmica do ecossistema, a estabilidade, a produtividade, o balanço de nutrientes e outros aspectos do seu funcionamento. Nesse sentido é que a metodologia dos grupos funcionais de macroinvertebrados pode ser utilizada em substituição às medições diretas dos atributos do ecossistema, dando respostas menos sensíveis, mas fornecendo dados críticos com menor esforço (MERRITT *et al.*, 2002).

Com base nos aspectos do habitat e nos grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados, o objetivo deste trabalho foi investigar a influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat fluvial, dado que, com a intensificação da urbanização, os cursos

d'água geralmente sofrem também fortes modificações estruturais. Os dois córregos escolhidos possuem possibilidade de melhoria da sua qualidade ambiental: o primeiro, Córrego Grande, possui proposta de construção de parque linear (FLORIANO *et. al.*, 2011), criado pela lei municipal nº. 9455, de 23 de janeiro de 2014; e o segundo, rio do Meio, percorre o Campus Universitário, onde se inicia um projeto institucional para melhora da qualidade da água.

Nesse contexto, pretende-se apresentar alguns aspectos da requalificação ou melhoria do habitat. Este conceito está aberto a várias interpretações, e seu uso mais comum e acrítico implica em propostas de modificações estruturais nos rios; inúmeros pequenos cursos d'água já foram canalizados com objetivos de melhorias (BESCHTA e PLATTS, 1986). Contudo, os aspectos aqui analisados ressaltam a melhoria do habitat para a fauna, com o intuito de aumentar a sua diversidade e promover a sua manutenção. Eles divergem, portanto, das soluções mais imediatas, que são frutos da abordagem da engenharia, e sugerem antes uma recuperação baseada na gestão fluvial (GREGORY *et al.*, 2008).

2.2. Metodologia

2.2.1. Desenho amostral

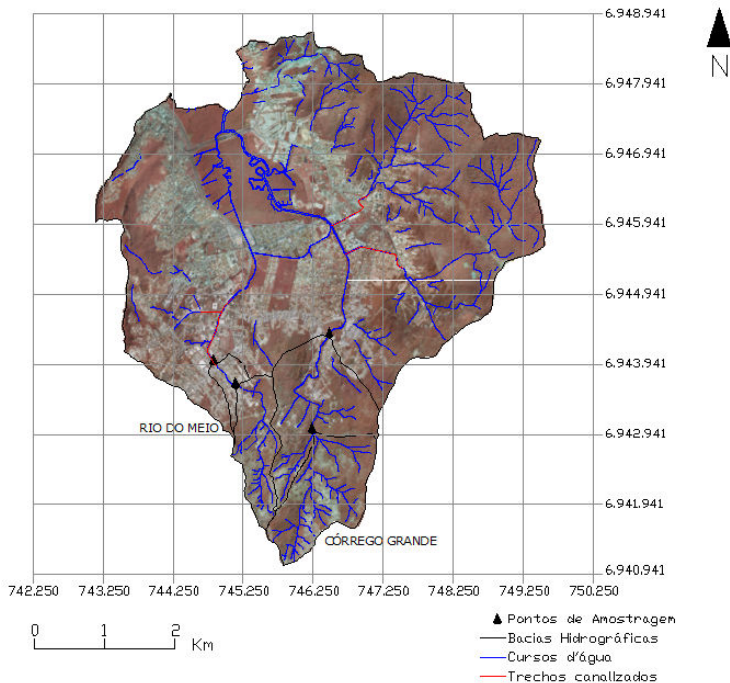
A amostragem para avaliar o aspecto relativo ao revestimento do leito e à funcionalidade do habitat se desenvolveu em dois cursos d'água: Córrego Grande e rio do Meio. Entre os rios de porte similar, que pertencem à bacia hidrográfica do Itacorubi, o único que não é canalizado com mudança de revestimento do leito, em todo o percurso, é o Córrego Grande; os demais são canalizados em concreto no médio curso. Entre os canalizados optou-se pela amostragem no rio do Meio, pois há um interesse em recuperação de sua qualidade da água.

Nos rios Córrego Grande e rio do Meio foram definidos dois trechos: o primeiro, a montante da mancha urbana, sem modificação no revestimento e com pouca influência urbana; e o segundo, a jusante da mancha urbana, com canalização em concreto no rio do Meio e sem canalização no Córrego Grande (fig. 13). Nos pontos de jusante, ambos estão em área bastante urbanizada e recebem lançamento de efluentes e conexões de drenagem; a diferença principal, assim, está associada ao revestimento do leito.

Os segmentos de curso d'água que não aparecem conectados à rede de drenagem, na figura 13, estão interrompidos por canalizações, as quais não foram representadas na restituição realizada pelo IPUF. Os

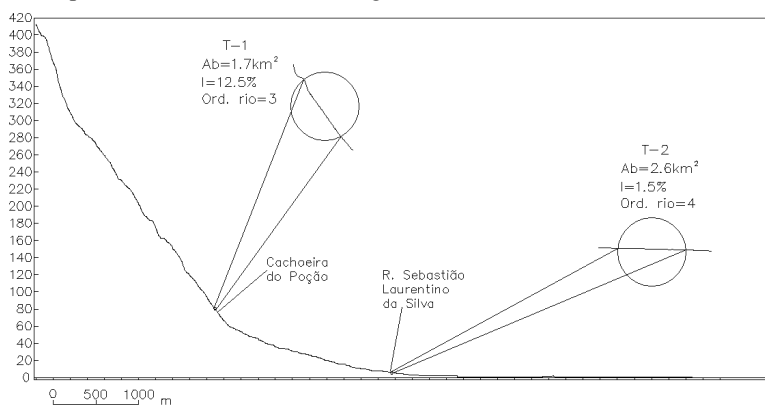
trechos canalizados dos rios de terceira e quarta ordem também foram representados na figura. O mapa detalhado se encontra em apêndice.

Figura 13 – Localização das sub-bacias e trechos de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).

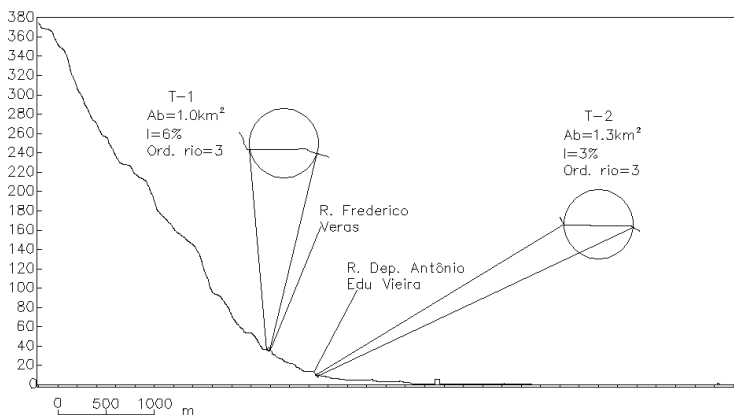


Os perfis longitudinais dos trechos amostrados (T-1 – montante e T-2 – jusante) nos dois cursos d'água apresentam a sua localização quanto às características de declividade (I), área da bacia hidrográfica (Ab) e ordem do rio (fig. 14). Os trechos de montante (T-1) estão na área de morros, com declividade de $I_{1cg}=12.5\%$ no Córrego grande e $I_{1rm}=6\%$ no rio do Meio. E os trechos de jusante (T-2) estão no início da planície $I_{2cg}=1.5\%$ no Córrego Grande e $I_{2rm}=3\%$ no rio do Meio. Embora haja diferença entre os rios principalmente entre as declividades dos primeiros trechos, considerou-se que a similaridade entre a área da bacia hidrográfica teria maior influência no estudo.

Figura 14 – Perfis longitudinais: (a) Rio Córrego Grande e (b) Rio do Meio. Ilustração dos trechos de amostragem (T-1 – montante; T-2 – jusante), em que Ab representa a área da bacia hidrográfica, I a declividade e a ordem do rio.



a



b

2.2.2. Análise dos dados

Os dados foram analisados com apoio de gráficos (R Core Team, 2014) e tabelas. Optou-se, desta forma, por métodos descritivos, para enfatizar o aspecto qualitativo. Os trechos de montante e jusante da área urbana se localizam no mesmo rio e, por isso, não são considerados independentes estatisticamente para permitir o uso de testes.

Para os atributos do ecossistema, os valores de referência assumidos foram os mesmos de Merritt *et al.* (2002) e Cummins *et al.* (2005), conforme tabela 7.

Tabela 7 – Relações entre os grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados e atributos do ecossistema. Fonte: Merritt et al. (2002) e Cummins et al. (2005).

Atributos	Símbolo	Forma de cálculo	Critério Geral
Razão entre produção primária e respiração	P/R	Fragmentadores + raspadores/ fragmentadores + coletores	sistema autotrófico: P/R>0.75
Razão entre matéria orgânica particulada grosseira e fina	CPOM/ FPOM	fragmentadores/ coletores	Número normal de fragmentadores: CPOM/FPOM >0.25
Razão entre a matéria orgânica particulada suspensa e bentônica	SPOM/ BPOM	filtradores/ coletores	Sistema enriquecido com matéria orgânica suspensa: SPOM/BPOM >0.50
Disponibilidade de superfícies estáveis e sem mudança no sedimento	Estabilidade do habitat	raspadores+filtradores / fragmentadores+ coletores	Substrato estável sem limite de fixação: estabilidade >0.50
Controle Top-down de predadores sobre as presas	Controle Top-Down	predadores / soma de todos os outros grupos	Controle top-down normal: controle top-down <0.15

2.3. Resultados

2.3.1. Escoamento

Os valores medidos em campo de velocidade, de profundidade e de vazão correspondem aos valores esperados em função do regime hidrológico das bacias hidrográficas, alterado pela impermeabilização das superfícies, e de suas características intrínsecas, como a área da bacia. Além disso, consideram-se as condições antecedentes e os erros associados às medições e à precisão do método (tab. 8). Houve redução da altura da lâmina d'água de montante para jusante, também do número de Manning, mostrando a simplificação do habitat.

Tabela 8 – Resultados dos parâmetros do escoamento. Dados medidos em campo: velocidade (\pm erro padrão) e profundidade (no meio da seção). Dados estimados, a partir dos medidos: vazão e rugosidade.

Rios	Velocidade ($m.s^{-1}$)		
	Fevereiro	Março	Abril
Córrego Grande (montante)	0.32 \pm 0.02	0.22 \pm 0.02	0.42 \pm 0.01
Córrego Grande (jusante)	0.16 \pm 0.01	0.71 \pm 0.01	0.22 \pm 0.02
rio do Meio (montante)	0.18 \pm 0.01	0.07 \pm 0.01	0.15 \pm 0.01
rio do Meio (jusante)	0.30 \pm 0.02	0.48 \pm 0.01	0.28 \pm 0.02
Profundidade (cm)			
Córrego Grande (montante)	15.5	21.9	14.5
Córrego Grande (jusante)	13.0	12.5	12.5
rio do Meio (montante)	7.0	11.0	13.5
rio do Meio (jusante)	5.5	3.0	5.0
Vazão ($m^3.s^{-1}$)			
Córrego Grande (montante)	0.03	0.04	0.04
Córrego Grande (jusante)	0.03	0.12	0.04
rio do Meio (montante)	0.02	0.02	0.04
rio do Meio (jusante)	0.02	0.01	0.01
n (Manning)			
Córrego Grande (montante)	0.147	0.063	0.110
Córrego Grande (jusante)	0.091	0.062	0.062
rio do Meio (montante)	0.096	0.368	0.209
rio do Meio (jusante)	0.032	0.014	0.031

2.3.2. Condições climáticas

Os dados de temperatura do ar, máxima e mínima, apresentaram valores decrescentes da primeira para a última campanha de campo. A precipitação acumulada para os 10 e 5 dias anteriores às datas de coleta mostraram menor precipitação para fevereiro e maior para março. Nos dias de coleta não houve registro de precipitação.

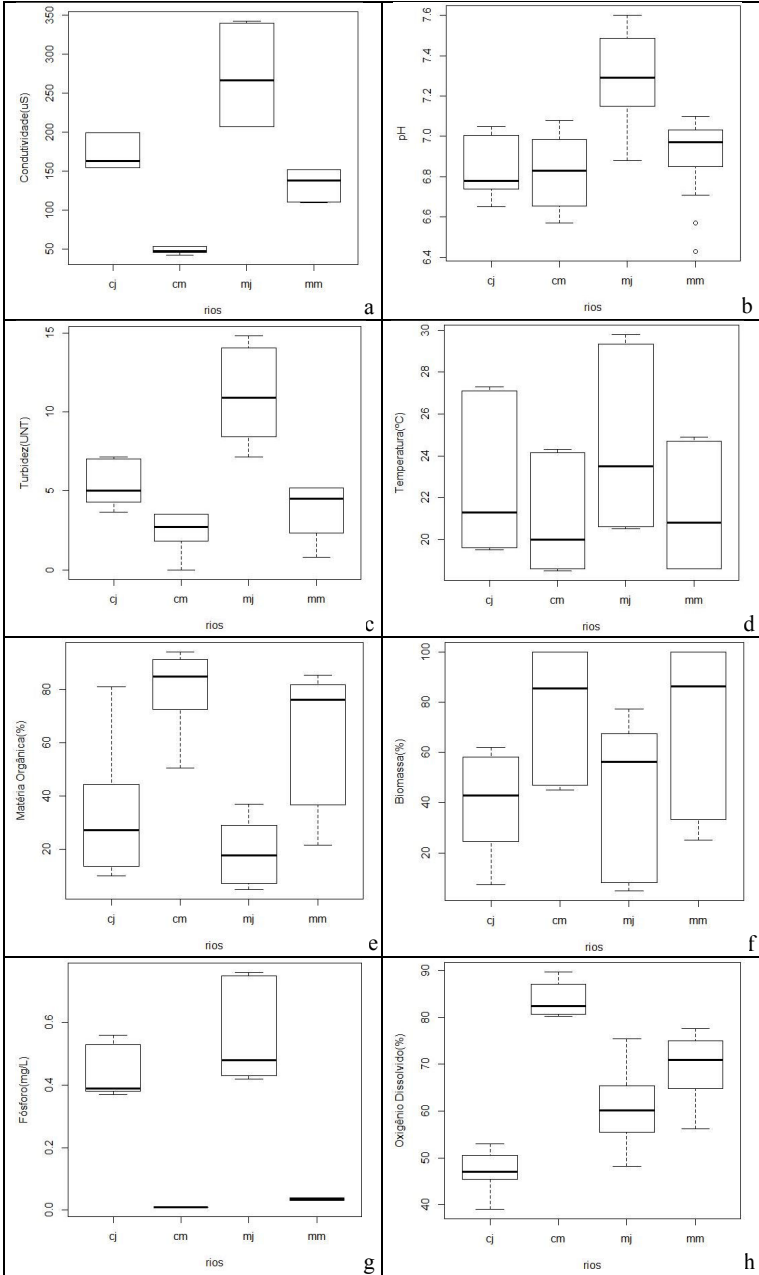
Tabela 9 – Dados de temperatura nos dias da coleta e precipitação total nos dias anteriores às coletas. Fonte: EPAGRI (2014) – Estação Convencional, Bairro Itacorubi.

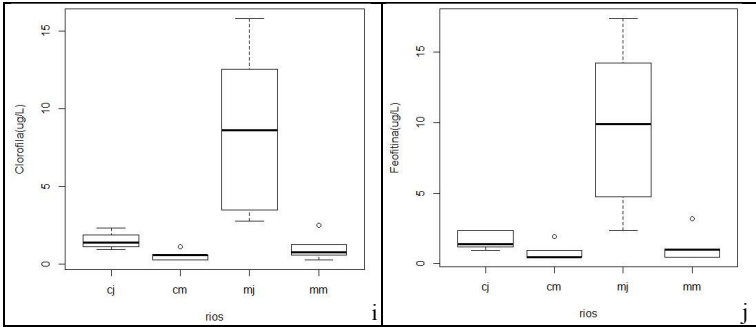
Dia da coleta	Temperatura		Precipitação total antecedente	
	Máx.	Mín.	10 dias	5 dias
	°C	°C	mm	Mm
11-fev	31.4	22.0	1.5	0.0
12-fev	32.4	24.9	1.5	0.0
24-mar	26.7	15.2	37.5	9.1
25-mar	26.6	18.6	37.5	9.1
27-abr	21.6	15.2	22.3	3.5
28-abr	23.6	14.2	22.3	3.5

2.3.3. Qualidade da água

Os resultados dos parâmetros de qualidade da água (parâmetros medidos *in situ* e em laboratório), nos trechos de montante e jusante, apontam para variações conforme o grau de alteração e o incremento de área impermeável em ambos os rios. Todavia, percebe-se maior diferença entre os valores de montante e jusante para o curso d'água canalizado (rio do Meio), principalmente para os parâmetros condutividade, turbidez e clorofila (fig.15-a,c,i). O oxigênio dissolvido não apresentou valores tão baixos no rio do Meio, como era esperado pelos altos teores de fósforo, que mostram a notável contribuição do lançamento clandestino de esgotos domésticos. Esses valores altos de fósforo também são acompanhados pelos valores da clorofila no rio do Meio, mostrando a influência dos produtores primários no sistema.

Figura 15 – Gráficos dos parâmetros de qualidade da água, representando os valores da mediana, primeiro e terceiro quartis e mínimo e máximo. (a) Condutividade em μS ; b) pH; c) Turbidez em UNT; d) Temperatura em $^{\circ}\text{C}$; e) Matéria Orgânica em %; f) Biomassa em %; g) Fósforo em mg.L^{-1} ; h) Oxigênio Dissolvido em mg.L^{-1} ; i) Clorofila em $\mu\text{g.L}^{-1}$; j) Feofitina em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os rios são: Córrego Grande montante - cm; Córrego Grande jusante - cj; rio do Meio montante - mm; rio do Meio jusante - mj.

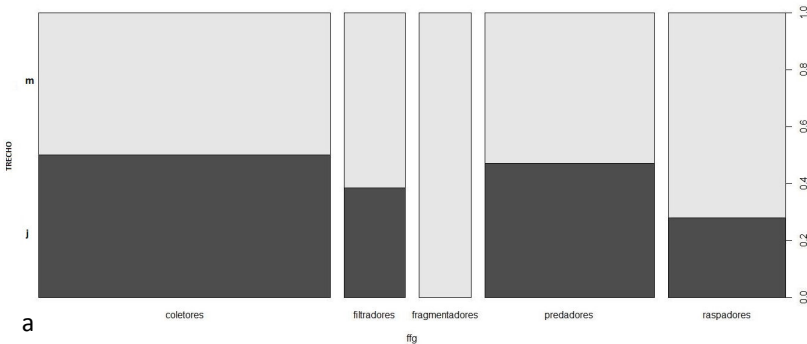




2.3.4. Grupos de alimentação funcional da comunidade de macroinvertebrados

Em relação aos grupos funcionais da comunidade de macroinvertebrados, verificaram-se alterações na composição dos grupos, em relação ao aspecto de montante e jusante da mancha urbana, sendo que o grupo dos fragmentadores não tiveram representantes no trecho de jusante de ambos os rios (fig. 16). Ademais, percebem-se maiores diferenças no rio do Meio, principalmente quando se analisam os *taxa* que estão desempenhando cada função (tab. 10). O número de grupos taxonômicos que estão compondo os grupos funcionais mostra maior riqueza de *taxa* nos setores de montante nos dois rios. E no trecho de jusante há uma predominância dos coletores também em ambos os rios.

Figura 16 – Gráfico da composição dos grupos funcionais, em frequência relativa, (a) do rio Córrego Grande (b) do rio do Meio. A parte clara (m) representa o trecho de montante e a parte escura (j) o trecho de jusante.



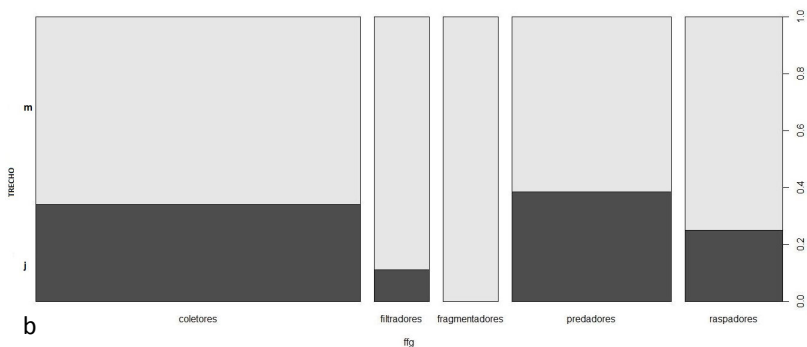


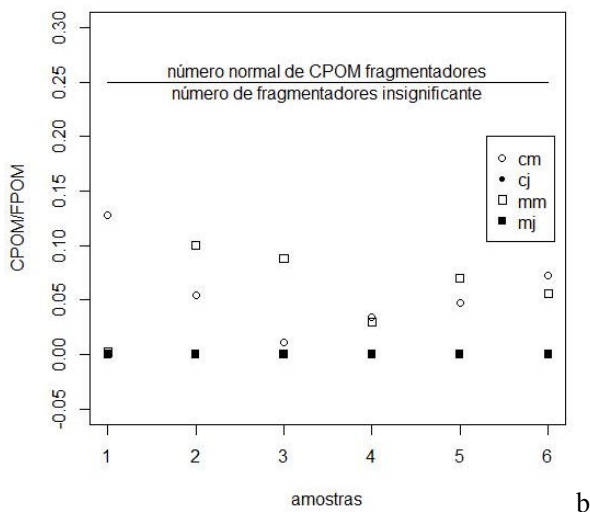
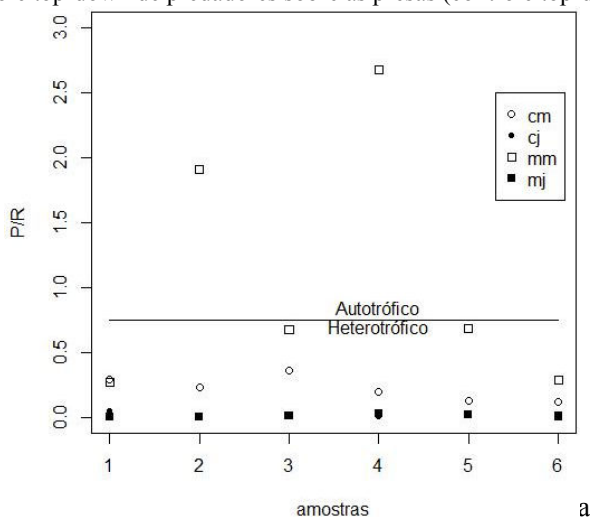
Tabela 10 – Número de organismos, em cada taxa identificado, separados por grupos funcionais nos trechos de montante e jusante para o rio Córrego Grande montante (cm), Córrego Grande jusante (cj), rio do Meio montante (mm) e rio do Meio jusante (mj). O número em negrito representa a quantidade de taxa identificados para cada grupo funcional e local amostrado.

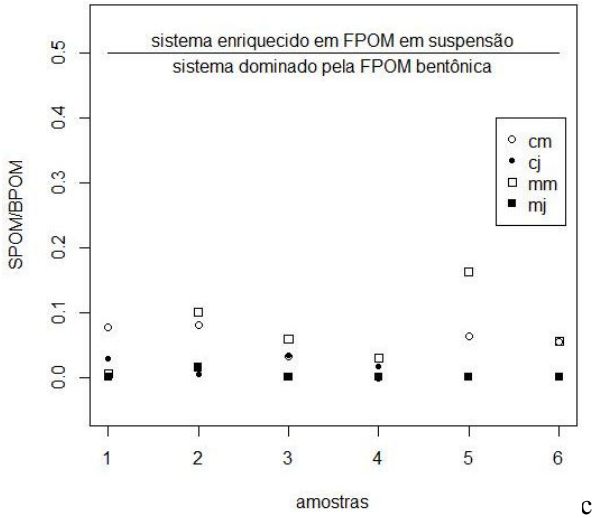
Grupos funcionais	Trechos			
	cm	cj	mm	mj
fragmentadores	3	0	3	0
<i>decapoda</i>	11		3	
<i>gripopterygidae</i>	5		12	
<i>calamoceratidae</i>	4		6	
coletores	7	10	9	5
<i>chironomidae</i>	245	6470	548	5581
<i>oligochaeta</i>	6	925	49	1125
<i>leptophlebiidae</i>	52	5	9	
<i>elmidae-l</i>	48	3	26	3
<i>caenidae</i>	45	1	30	
<i>baetidae</i>	7	5	2	1
<i>ceratopogonidae</i>	3	11	13	
<i>nemertea</i>		91	27	7
<i>collembola</i>		2	14	
<i>stratiomidae</i>		1		

	cm	cj	mm	mj
predadores	7	5	5	4
<i>odonata</i>	44	14	52	4
<i>perlidae</i>	22	1	9	
<i>gerromorpha</i>	19	1	4	
<i>empididae</i>	4	29	4	4
<i>acari</i>	3			
<i>hydrobiosidae</i>	1			
<i>tipulidae</i>	1			
<i>hirudinea</i>		414		1081
<i>staphilinidae</i>			1	
<i>hydrozoa</i>				19
filtradores	4	1	4	1
<i>hydropsychidae</i>	13		31	
<i>leptoceridae</i>	4			
<i>polycentropodidae</i>	2		1	
<i>bivalvia</i>	1		1	
<i>simulidae</i>		82	1	1
raspadores	7	3	4	1
<i>gastropoda</i>	20	99	325	104
<i>psephenidae</i>	20		5	
<i>elmidae-a</i>	14		18	
<i>glossosomatidae</i>	9			
<i>hydroptilidae</i>	6	2	9	
<i>pyralidae</i>	1	1		
<i>odontoceridae</i>	1			

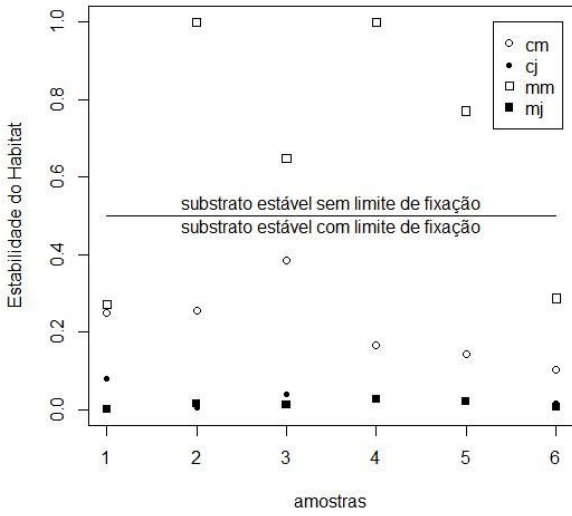
As relações entre os grupos funcionais de macroinvertebrados e os atributos do ecossistema, os quais são representados nos gráficos com o valor de referência, mostram valores condizentes com o esperado para a ordem dos rios, para a condição da vegetação ripária e para as características do habitat, na maioria dos pontos. As amostras 1 e 2 são referentes ao mês de fevereiro, a 3 e 4 ao de março e 5 e 6 ao de abril.

Figura 17 – Gráficos dos atributos do ecossistema em relação às amostras, sendo os locais: Córrego Grande montante - cm; Córrego Grande jusante - cj; rio do Meio montante - mm; rio do Meio jusante - mj. (a) razão entre produção primária e respiração da comunidade (P/R); (b) razão entre matéria orgânica particulada grosseira e fina (CPOM/FPOM); (c) razão entre a matéria orgânica particulada suspensa e bentônica (SPOM/BPOM); (d) disponibilidade de superfícies estáveis e sem mudança no sedimento (estabilidade do habitat); (e) Controle top-down de predadores sobre as presas (controle top-down).

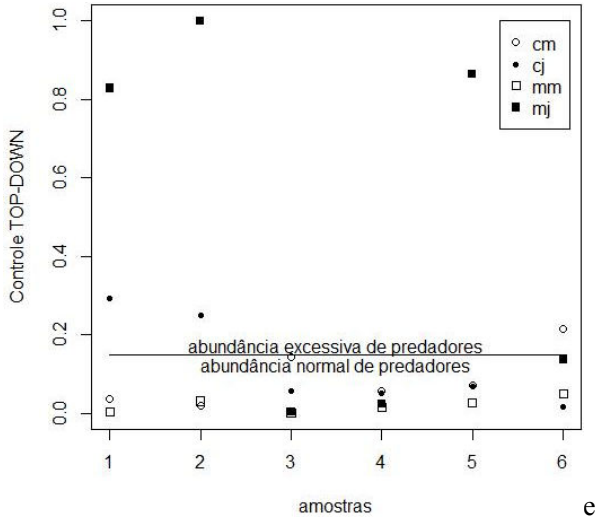




c



d



2.4. Discussão

Os efeitos do incremento de urbanização ficam visíveis em todos os parâmetros de qualidade da água, mostrando que houve diferença entre os trechos de montante em relação aos de jusante da mancha urbana, para o mesmo curso d'água. No rio Córrego Grande, o aumento de 2km² na área da bacia possui área impermeável correspondente de 6.3%. Já para o Rio do Meio, o aumento de 0.3km² na área da bacia possui uma porcentagem de área impermeável de 52.6%. Contudo, os efeitos do lançamento de esgotos, observados pela concentração de fósforo, foram semelhantes. Isso mostra que, apesar da utilidade da área impermeável como indicador da urbanização, somente ela não caracteriza a carga poluidora que está chegando no curso d'água, pois cada bacia possui um padrão de ocupação diferente. No rio do Meio há predominância de residências unifamiliares, já no Córrego Grande há presença considerável de condomínios e edifícios multifamiliares, que para uma mesma área impermeável representam um número de habitantes maior e, portanto, com maior contribuição de esgotos. Desta forma, percebe-se que a caracterização da intensidade da urbanização precisa ser qualificada para considerar os padrões de infraestrutura e as características socioeconômicas, como sublinharam McMahon e Cuffney (2000).

O aumento na frequência do distúrbio, provocado pelo aumento do escoamento superficial, age na diversidade de espécies principalmente pela redução do tempo disponível para a recolonização após os eventos de perturbação (DEATH e WINTERBOURN, 1995). Esse aumento da frequência das inundações, devido à impermeabilização das superfícies, leva à degradação das comunidades aquáticas (WALSH *et al.*, 2005). Além do mais, a urbanização não altera somente aspectos da qualidade da água e da hidrologia, mas geralmente uma impermeabilização elevada da bacia hidrográfica, implicada por tal processo, impõe restrições para a estrutura dos cursos d'água, que passam pelo processo de retificação e mudança de revestimento do leito (canalização). Essas alterações na estrutura física do habitat promovem mudanças na estrutura trófica (ZENI e CASATTI, 2014).

As condições hidráulicas, a rugosidade relativa e a velocidade média impõe um limite para as condições aceitáveis do habitat e regulam a disponibilidade de alimento para os invertebrados bentônicos (JOWETT, 2003). No campo da ecologia, as estimativas de rugosidade mais utilizadas são o número de Froude e o Reynolds (ALLAN e CASTILLO, 2007). Contudo, na hidráulica de rios e canais, os valores do número de Manning são mais empregados para caracterizar a rugosidade do leito. A rugosidade expressa a resistência ao escoamento que a superfície oferece. Quanto maior for a rugosidade, tanto maior será a heterogeneidade da superfície, ou seja, esse local oferecerá mais refúgios para a fauna, de modo que ela não seja arrastada com o aumento da vazão. Apesar da imprecisão da estimativa do número de Manning e da sua variação relacionada à vazão, há coerência nos resultados, pois houve uma maior proximidade do valor médio do rio canalizado $n=0.026$ e o valor de referência para canais em concreto $n=0.018$ (PORTO, 2006). O revestimento em concreto caracteriza um habitat instável, com pouca probabilidade de proporcionar elementos necessários para a maioria das espécies de invertebrados bênticos, porque os recursos alimentares não estão presentes onde ocorrem os movimentos da carga de fundo dos sedimentos ou porque o substrato não fornece uma base segura para seu desenvolvimento (JOWETT, 2003). Desta forma, se torna mais suscetível a perturbação devido à perda da complexidade estrutural.

No caso do rio do Meio, a vegetação aquática minimizou um pouco o efeito da canalização, pois ela beneficia a comunidade de macroinvertebrados ao fornecer refúgio contra os predadores, além de

ser um elemento de heterogeneidade (BIASI *et al.*, 2010) e de servir de habitat e alimento (ROBINSON *et al.*, 2011). Os valores elevados de clorofila, nesse local, correspondem às observações visuais durante as coletas e ao substrato característico das amostras, composto em grande parte por algas. Também o oxigênio dissolvido não apresentou a diferença esperada para esse trecho de jusante. Esse valor, relativamente alto, pode estar associado à ocorrência de algas verdes filamentosas (como *Oedogonium* sp. e *Spirogyra* sp.), que durante o dia podem liberar oxigênio para a coluna d'água.

O aumento da luminosidade, devido à ausência da vegetação ripária, e a abundância de nutrientes associada à urbanização faz com que seja comum a proliferação de algas filamentosas em rios canalizados e sem cobertura de vegetação (ROBINSON *et al.*, 2011). Contudo, a sua presença não pode ser considerada um fator de estabilidade do habitat, pois essas algas se desprendem conforme a velocidade da água (HART e FINELLI, 1999; DEWSON *et al.*, 2007; GRAY, 2004). No setor jusante do Rio do Meio, por exemplo, verificou-se que, após o registro de eventos chuvosos, a maior parte dessa biomassa foi transportada com o fluxo, dado que o revestimento do leito de concreto forneça baixa resistência em comparação ao revestimento natural. Os valores de matéria orgânica confirmam o arraste de material, pois houve redução dos valores médios do teor de biomassa de 72% em fevereiro para 7% em março, acompanhados pela redução dos valores de clorofila de $11.63\mu\text{g.L}^{-1}$ para $3.14\mu\text{g.L}^{-1}$.

Associado aos efeitos da poluição e da modificação estrutural, o estado da vegetação ripária reflete as alterações de montante para jusante na composição dos grupos de macroinvertebrados, sendo mais visível a falta do grupo de fragmentadores nos trechos de jusante de ambos os rios. Em relação à diversidade de cada grupo funcional, percebe-se que no trecho de jusante do rio do Meio as funções são exercidas por um número bastante reduzido de grupos. Ao contrário dos fragmentadores, os coletores foram encontrados em maior abundância (grupo mais representativo), indicando que a matéria orgânica disponível nos trechos de jusante é particulada fina. O material disponível – sendo mais facilmente incorporado na cadeia trófica – explica a abundância dos coletores, que também está associada à tolerância de alguns desses organismos.

O gráfico da relação entre a matéria orgânica particulada grosseira e fina (CPOM/FPOM) fortalece esse argumento. Dado que o aporte de biomassa vegetal nos riachos de mata atlântica não possui um

padrão sazonal (LISBOA, 2012), se esperaria uma disponibilidade relativamente constante de serapilheira (MO grossa) ao longo do ano. Assim, mesmo no curto período amostrado, percebe-se que os recursos alóctones não foram suficientes para sustentar um número expressivo de fragmentadores; sua diversidade e densidade relativamente baixas podem indicar um estado alterado em relação ao que seria um trecho conservado. Adicionalmente, atenta-se para o fato de que os grupos que exercem a função de fragmentadores são mais sensíveis à poluição (FERREIRA *et al.*, 2012) e, como se trata de uma bacia hidrográfica localizada em área urbana, mesmo os locais menos urbanizados já tiveram alterações devido ao histórico de uso, fator esse que também pode ter influenciando os resultados encontrados.

Para o atributo que indica a razão entre a produção primária e a respiração da comunidade, a maioria das amostras aponta para um ambiente heterotrófico, tanto nos trechos de montante quanto de jusante. Esse resultado condiz com uma das hipóteses do contínuo fluvial, conforme a qual os cursos d'água de baixa ordem são heterotróficos (VANNOTE *et al.*, 1980). Destaca-se, contudo, que o valor de referência utilizado no gráfico aqui foi de 0.75 (MERRITT *et al.*, 2002), ao passo que em Vannote *et al.* (1980), foi de 1.0. Os autores argumentam que esse valor nem sempre segue à relação com a ordem do rio, pois depende primeiramente do grau de sombreamento do leito, ou seja, do estado de conservação da vegetação ripária, que caracteriza o tipo de material alóctone. Deste modo, a urbanização cria uma descontinuidade, no sentido de Poole (2002), que modifica os padrões esperados pela teoria do contínuo fluvial.

Mesmo que o objetivo do estudo não tenha sido a análise da variabilidade temporal, percebeu-se *grosso modo*, no atributo controle *top-down*, uma possível relação com a precipitação, pois na coleta com pouca chuva antecedente (amostras 1 e 2) houve uma abundância excessiva de predadores nos trechos de jusante de ambos os rios, com destaque para os valores do rio do Meio. Já nas coletas seguintes (amostras 3 a 6), houve uma tendência de retorno aos valores normais, segundo o valor de referência de 0.15. Contudo, o número reduzido de amostras e também a necessidade de maiores testes deste atributo, segundo os autores Merritt *et al.*, (2002), apontam para a necessidade de maiores estudos. A necessidade de estudos mais profundos evidencia-se também para o atributo da estabilidade do habitat, o qual apresentou, na maioria das amostras, substrato com limite de fixação, com exceção do rio do Meio, setor de montante, cujos resultados apontam para maior

estabilidade. Supõe-se que a velocidade reduzida, associada à grande quantidade de raspadores, fez com que o atributo fosse considerado estável sem limite de fixação para a maioria das amostras desse trecho.

Enfatiza-se que a estabilidade também depende de outros fatores, como a própria morfologia do local ou estado de alteração. A classificação de um trecho de rio como tipo estável é potencialmente enganosa, porque o trecho pode apenas parecer estável devido ao período decorrido da última perturbação (JURACEK e FITZPATRICK, 2003).

2.5. Conclusão

Um curso d'água pode ser considerado funcional no sentido em que as comunidades aquáticas possuam diversidade suficiente para desempenhar seus papéis no ecossistema, de forma que os processos ecológicos se mantenham, apesar das perturbações no habitat geradas pela urbanização. Esse estado de estabilidade possui relação com a heterogeneidade do habitat e os recursos disponíveis para a comunidade. É nesse sentido que os projetos de melhoria ou recuperação dos cursos d'água precisam contemplar a manutenção da diversidade biológica, visando em escala de bacia hidrográfica a redução das perturbações e manutenção da vegetação ripária, assim como promover a manutenção da heterogeneidade do habitat.

A rugosidade do substrato foi um bom indicador da heterogeneidade do leito, pois quanto maior a resistência que a superfície oferece ao escoamento, maior é a probabilidade de permanência da fauna. Isso ocorre porque na área urbana os eventos chuvosos que provocam perturbações severas no habitat aquático são mais frequentes, devido às mudanças no balanço hídrico das bacias hidrográficas. Assim, se além de estar mais sujeito a perturbações, o leito não fornecer refúgios, a tendência observada é a alteração na estrutura da comunidade, com diminuição de sua diversidade.

Na área urbanizada, houve maior disponibilidade de matéria orgânica facilmente assimilável (esgoto doméstico) e diminuição dos recursos refratários (matéria orgânica grosseira como folhas e galhos), o que pode explicar a abundância expressivamente maior de coletores nesses trechos, bem como a falta de fragmentadores. Mesmo considerando esse efeito, o local canalizado parece ter menor diversidade, relacionada à homogeneização do habitat, sendo esta provocada pela canalização. Contudo, estudos mais detalhados e com

maior número de réplicas se fazem necessários para que se possa testar estatisticamente essa diferença.

Os atributos do ecossistema baseados nos grupos de alimentação funcional apresentam resultados explicativos do sistema, fornecendo dados bastante interessantes para caracterizar os processos de fluxo de energia na cadeia trófica e a relação com os recursos do habitat. Entretanto, ainda há necessidade de mais estudos no Brasil, que podem ser considerados poucos em comparação com a extensa utilização nos Estados Unidos, e as possíveis diferenças que poderiam existir relacionadas à diversidade de condições ambientais brasileiras. Apesar do uso ser bem estabelecido em outros locais, principalmente para ambientes de água doce, a validação do método com medição direta dos atributos, em comparação com o cálculo pela estimativa dos grupos funcionais, revela-se uma alternativa para comprovar sua efetividade de forma mais criteriosa.

3. CAPÍTULO III

Utilização de protocolos de avaliação rápida para caracterizar a paisagem fluvial

3.1. Introdução

O termo paisagem é um dos conceitos-chave da Geografia, estando presente na sua história desde Alexander von Humboldt, quando designava a descrição da natureza em grandes áreas. Por influência da Biologia passou-se a falar em ecologia de paisagem, um conceito introduzido por C. Troll, e, nas abordagens mais recentes, são usuais conceitos como mosaicos de paisagem, fragmentação, corredores e conectividade, teorias hierárquicas e restauração (FORMAN, 1995).

Segundo Gray (2009), a paisagem é composta por três camadas sobrepostas: a física, a biológica e a cultural. A parte física é formada pelas rochas, pelos solos, pela paisagem topográfica e pelos processos físicos que atuam na paisagem. A parte biológica compreende a flora e fauna, habitats silvestres e ecossistemas. Finalmente, a cultural envolve o uso da terra, as construções e infraestrutura que, por se modificarem ao longo dos anos, devem abarcar também o histórico de uso. No entanto, sabe-se que não se trata somente da sobreposição dessas camadas, pois elas podem estar interrelacionadas de forma bastante complexa. Um exemplo disso é a abordagem da paisagem apresentada por Morin (2009), cuja interpretação e representação envolvem não só o aspecto morfológico, mas o processo simbólico ou ideológico que tem o poder de produzir relações entre pessoas, bem como entre elas e o meio.

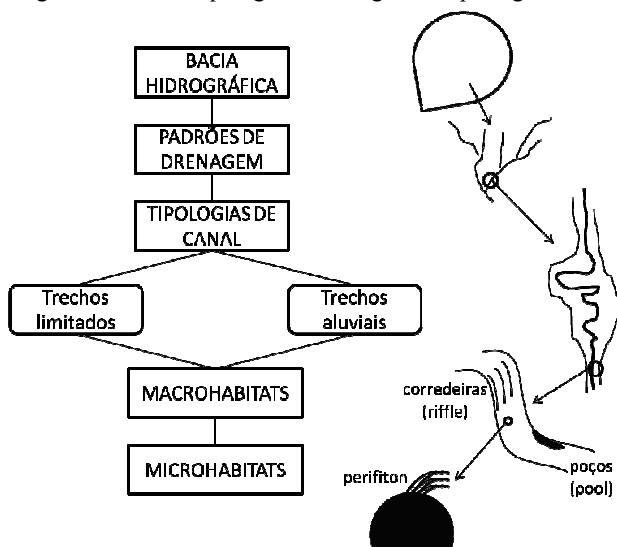
No escopo deste trabalho, procurou-se adotar a conceituação da ecologia da paisagem, com aplicação ao ambiente fluvial, mais precisamente relacionada à paisagem fluvial como habitat e refúgio para organismos, no contexto de uma matriz predominantemente urbana. Nesse sentido, a ecologia da paisagem torna-se um campo de conhecimento que procura interpretar a estrutura e o funcionamento dos processos ecológicos e sua relação com as atividades humanas, estabelecendo uma base científica para a avaliação do solo e da paisagem com futura aplicação no planejamento, na gestão e conservação (SARAIVA, 1999). Dentro deste âmbito, de acordo com a mesma autora, o conceito de corredor é considerado um dos padrões essenciais da organização da paisagem, através do qual se processam fluxos importantes de energia, materiais e espécies.

O termo paisagem ribeirinha ou fluvial foi usado por Ward (1998) para indicar uma perspectiva global e de processos associados com o sistema fluvial. Segundo o autor, impactos como a regulação do fluxo, a canalização e estabilização das margens, eliminam as ligações de montante-jusante. Através da interrupção dos regimes de perturbação natural, da separação de gradientes ambientais e do rompimento dos caminhos interativos, tais impactos isolam os rios dos sistemas ripários, da planície de inundação e dos aquíferos subterrâneos contíguos.

Fovero-Medina & Vieira (2007) salientam a conectividade funcional da paisagem como um dos aspectos mais relevantes e importantes na conservação da biodiversidade. Eles creem que a conectividade não pode ser definida baseando-se simplesmente nas distâncias entre manchas, já que ela é o resultado da interação entre um processo comportamental (movimento) e a estrutura física da paisagem. Eles ressaltam igualmente a necessidade de uma maior ligação entre a ecologia comportamental e a ecologia da paisagem, ligação essa que estimule o estudo das interações organismo-paisagem.

No contexto da paisagem fluvial, destaca-se que nos ecossistemas lóticos a heterogeneidade ambiental, espacial e temporal, ocorre em muitas escalas que podem ser associadas com níveis característicos de organização ecológica (POFF & WARD, 1990). Conforme Ward (1998), os padrões de biodiversidade são direta e indiretamente influenciados pela geomorfologia das paisagens fluviais, as quais podem ser compreendidas como uma organização hierárquica aninhada (fig. 18).

Figura 18 – Hierarquia geomorfológica das paisagens fluviais.



Fonte: Adaptado e traduzido de WARD (1998).

A abordagem hierárquica das paisagens é utilizada na caracterização geomorfológica para a recuperação de sistemas fluviais (BRIERLEY & FRYIRS, 2005). Tal compreensão, na perspectiva do modelo conceitual de Thorp *et al.* (2008), condiz com a estrutura física e tem maiores chances de atingir os objetivos de restauração. Afinal, a identificação da recuperação do sistema em relação às perturbações depende da seleção de escalas espaciais e temporais apropriadas para a resposta ecológica das variáveis de interesse (POFF & WARD, 1990).

A caracterização da paisagem fluvial segue a hierarquia apresentada, desde a forma de ocupação da bacia hidrográfica até a composição do micro-habitat. A aplicação de protocolos de avaliação rápida (PAR), para a avaliação do habitat fluvial, ocorre na escala de trecho de rio que pode ser considerado como meso-habitat. Esse resultado pode fazer parte dos estudos ecológicos dos cursos d'água e de monitoramento, e pode também estar presente no contexto de recuperação de rios, pois a aplicação dos protocolos é bastante útil no conhecimento do sistema fluvial de modo amplo. Ela preenche uma lacuna na caracterização da geomorfologia das paisagens, lacuna essa que se refere à escala de trecho de rio (FERNÁNDEZ *et al.*, 2011). Nesse sentido, eles se tornam instrumentos úteis, de baixo custo e fácil

aplicação e têm sido muito utilizados para a caracterização dos cursos d'água, por exemplo: Cairns *et al.* (1993); Barbour *et al.* (1999); Findlay *et al.* (2005); Callisto *et al.* (2001); Pardo *et al.* (2002); Pompêo *et al.* (2011).

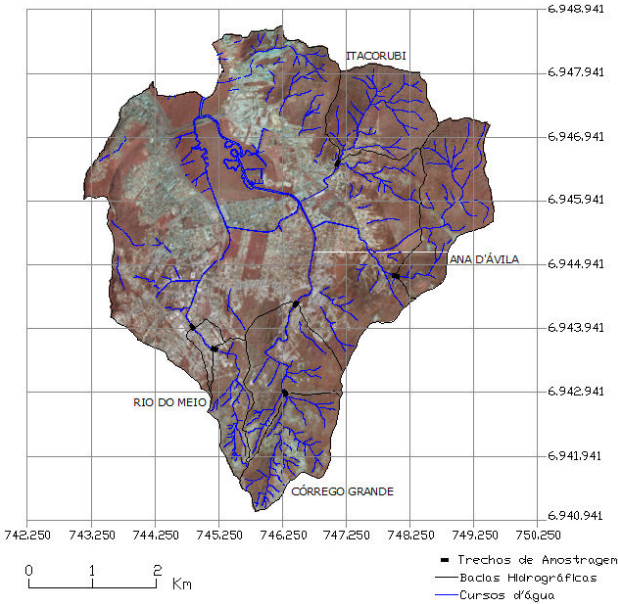
O objetivo deste trabalho foi de aplicar três protocolos de avaliação de cursos d'água e verificar a sua representatividade para caracterizar a paisagem fluvial, em comparação com dados de qualidade da água e macroinvertebrados bentônicos. Os procedimentos escolhidos são dois índices relativamente conhecidos: o IHF – índice do Habitat Fluvial e o PAH – Protocolo Simplificado de Avaliação de Habitats; e o procedimento de avaliação da condição dos cursos d'água urbanos, que ao longo do seu processo de aperfeiçoamento foi denominado Índice de Integridade (InI).

3.2. Metodologia

3.2.1. Desenho amostral

Com objetivo de caracterização da paisagem fluvial, foram estudados seis trechos de rio na sequência dos pontos de amostragem de parâmetros de qualidade da água e fauna (Fig. 21).

Figura 19 – Localização das sub-bacias e locais de amostragem (Projeção Universal Transversal de Mercator – UTM, Datum SAD-69 Fuso 22S).



Os segmentos de curso d'água que não aparecem conectados à rede de drenagem, na figura 21, estão interrompidos por canalizações que não foram representadas. O mapa com maior detalhe se encontra em apêndice.

3.2.2. Caracterização do trecho de rio

Para caracterizar o habitat na escala de trecho do rio, foram escolhidos os procedimentos desenvolvidos por Pardo *et al.* (2002), Callisto *et al.* (2001) e Pompêo *et al.* (2011). O primeiro (Índice do Habitat Fluvial - IHF) e o segundo (Protocolo Simplificado de Avaliação de Habitats - PAH) são específicos para a caracterização do habitat. Já o terceiro (Índice de Integridade - InI) foi concebido para a avaliação da condição de cursos d'água urbanos; apesar das diferenças de terminologia, sua aplicação se enquadra no escopo do trabalho.

O objetivo do IHF é valorar a capacidade do habitat físico para abrigar uma fauna determinada. Ele caracteriza e pontua aspectos físicos do leito relacionados com a heterogeneidade de habitats e que dependem em grande medida da hidrologia e do substrato existente (PARDO *et al.*, 2002). Ele tem sido frequentemente utilizado na Espanha e, para a sua aplicação neste trabalho, realizaram-se a tradução e adaptação dos termos utilizados. Este protocolo possui boa caracterização dos aspectos relativos à heterogeneidade e complexidade do habitat, variando a sua pontuação de 0 a 100. As instruções de aplicação e o protocolo se encontram em apêndice.

O PAH é uma modificação do protocolo elaborado por Hannaford *et al.* (1997), realizada por Callisto *et al.* (2001), para que ele seja utilizado em ecossistemas lóticos com diferentes níveis de preservação de suas características naturais, ou sob a influência antropogênica. Realizou-se sua aplicação com uma pequena mudança na pontuação final. Normalmente os valores variam neste protocolo de 0 a 33. Contudo, para que se obtenha a mesma escala dos outros índices (de 0 a 100), aplicou-se uma padronização, na qual o valor máximo de 33 corresponde a 100.

O InI é resultado de pesquisas sobre a revitalização de cursos d'água em área urbana – Dalla Costa & Pompêo (2008); Pereira *et al.* (2009); Pompêo *et al.* (2011); Fasola *et al.* (2011); Otsuka (2013); Trierveiler (2014) – com objetivo de quantificar e qualificar a degradação. O procedimento completo envolve a descrição qualitativa de cada trecho e uma aplicação em todo o percurso do rio, porém no

escopo deste trabalho o protocolo foi aplicado apenas no trecho de interesse.

Para efeito de preenchimento de todos os protocolos, foi considerado um trecho de aproximadamente 100m de rio em cada local em estudo. Os levantamentos ocorreram nos dias 10 e 11 de novembro de 2014.

3.2.3. *Análise dos dados*

Os resultados padronizados para todos os protocolos foram apresentados graficamente, todos com valores de 0 a 100. A partir deles foram calculados os coeficientes de correlação de Spearman para identificar a semelhança entre cada protocolo em relação aos locais de aplicação. Os gráficos e as análises de correlação foram feitas no programa R (R Core Team, 2014).

A relação entre os resultados dos protocolos e os de qualidade da água e de macroinvertebrados foi avaliada pelo escalonamento multidimensional não-métrico (n-MDS). Os parâmetros de qualidade da água foram submetidos à normalização e com eles foi gerada a matriz de dissimilaridade (a partir da distância Euclidiana). Já para os dados de abundância da fauna, utilizou-se a transformação logarítmica, e a matriz gerada foi baseada na distância Bray Curtis. Nos dois diagramas foram sobrepostos o coeficiente de correlação de Spearman, sendo que o tamanho dos vetores representa o valor do coeficiente e o raio do círculo é o valor máximo (coeficiente de Spearman=1).

Para os parâmetros de qualidade da água, calculou-se o Índice de Estado Trófico (IET), adaptado por Lamparelli (2004) para ser utilizado em cursos d'água. Porém, utilizou-se o teor de fósforo inorgânico dissolvido ao invés de fósforo total. Isso porque o fosfato inorgânico dissolvido (fosfato reativo ou ortofosfato) é a forma principal de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos (ESTEVES, 1998); geralmente ele é também o componente mais abundante em relação às formas orgânicas (von SPERLING, 2005).

Este índice foi utilizado com base na alternativa proposta por Fasola *et al.* (2011), que serve para a quantificação do indicador poluição do protocolo de avaliação da integridade (InI). O indicador poluição é formado por três parâmetros: (4.1) presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água; (4.2) lançamento de efluentes, conexões de esgoto; e (4.3) lançamento de águas pluviais urbanas. E a proposta de quantificação dada pelos autores é para os itens 4.2 e 4.3. Os valores que são utilizados para a

quantificação do grau de impacto, de acordo com o IET, estão na tabela 11. Para efeito de comparação entre os resultados da avaliação pelo IET e do resultado avaliado visualmente, efetuou-se a média dos valores obtidos em campo dos dois parâmetros (4.2 e 4.3).

Tabela 11 – Valores do IET - Índice de Estado Trófico, para a alternativa 2 de avaliação do parâmetro qualidade da água do indicador poluição. Fonte: Fasola *et al.* (2011).

Classes	Amplitude	Impacto
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	0
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	1
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	2
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	3
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	4
Hipereutrófico	$IET > 67$	5

Para os dados de fauna, foram calculados no programa PRIMER 6: número de espécies (S); número de indivíduos (N); índice de riqueza de espécies de Margalef (d); índice de Pielou (J'); índice de Shannon-Wiener (H'); e índice de Simpson (1-λ). Adicionalmente, calculou-se o índice EPT composto da porcentagem dos *taxa* Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, considerados grupos sensíveis à poluição; e, em contraposição, a porcentagem do grupo oligochaeta, que é considerado um grupo resistente de organismos (METCALFE-SMITH, 1994; FERREIRA *et al.*, 2012).

3.3. Resultados

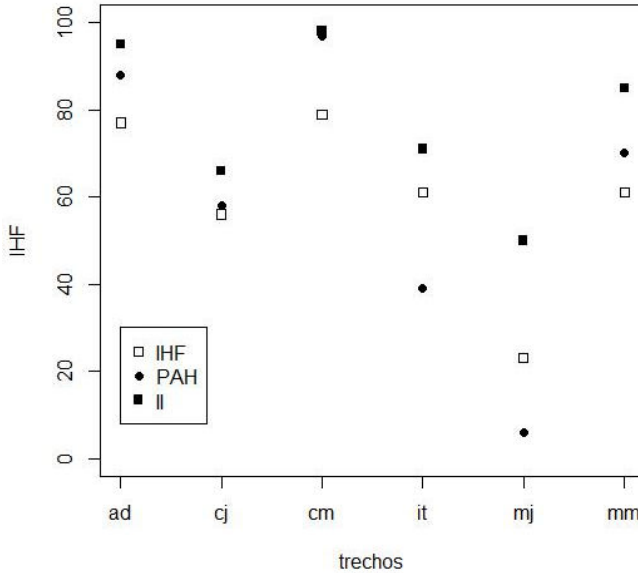
3.3.1. Resultados da aplicação dos protocolos

Os valores padronizados de cada protocolo (variação de 0 a 100) para os locais correspondentes mostraram que houve, em geral, uma mesma tendência de resultados (fig. 22). A correlação de Spearman indica uma relação considerável dos protocolos entre si, pelo cálculo do ρ :

- IHF x PAH: $\rho=0.899$;
- IHF x InI: $\rho=0.986$;
- PAH x InI: $\rho=0.943$.

Pelo gráfico, observa-se maior diferença entre os valores dos protocolos para os rios do Meio e Itacorubi.

Figura 20 – Valores finais dos protocolos, sendo os trechos: ad- Ana d'Ávila; it- Itacorubi; cj - Córrego Grande jusante; cm - Córrego Grande montante; mj - rio do Meio jusante; mm - rio do Meio montante.



Os resultados detalhados para cada trecho são apresentados em apêndice.

3.3.2. Comparação entre os resultados dos protocolos e do IET

Os resultados do IET mostram pouca variação entre os valores do índice calculado com base na clorofila e no fósforo. Para o resultado geral utilizou-se a média entre os resultados para os dois parâmetros (tab. 12, para detalhes ver apêndice). Em relação aos valores estipulados por Lamparelli (2004), os locais Ana d'Ávila e Córrego Grande montante classificam-se como ultraoligotrófico; o rio do Meio montante, como oligotrófico; o Córrego Grande jusante e o Itacorubi, como mesotrófico; e o rio do Meio jusante, como supereutrófico.

Tabela 12 – Resultados do Índice de Estado Trófico (IET) para todos os locais, por coleta. Os locais são: ad- Ana d’Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

Índice de Estado Trófico – IET				
Locais	IET fevereiro	IET março	IET abril	IET geral
ad	49	46	46	47
cm	47	46	44	46
mm	54	48	49	50
mj	70	63	68	67
cj	60	61	58	59
it	58	55	56	56

Quanto à correlação calculada para o IET em relação aos resultados finais de todos os protocolos, foi encontrado um valor alto:

- IHF x IET – $\rho=0.92$;
- PAH x IET – $\rho=0.90$;
- InI x IET – $\rho=0.95$.

No protocolo de avaliação da integridade (InI), quando se comparam os valores atribuídos em campo com o IET, proposto como alternativa de avaliação do indicador poluição por Fasola *et al.* (2011), obtêm-se resultados coerentes, com exceção dos locais rio do Meio montante e Itacorubi, os quais não tiveram os mesmos valores (tab. 13).

Tabela 13 – Valores dos impactos para o valor atribuído em campo (visualmente) e o valor calculado pelo IET, sendo os locais: ad- Ana d’Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

Locais	Valor do Impacto	
	Avaliação visual pelo Protocolo Inl	Avaliação pelo IET
ad	0	0
cm	0	0
mm	0	1
mj	4	4
cj	2	2
it	4	2

3.3.3. Comparação entre os resultados dos protocolos e da comunidade de macroinvertebrados

Em geral, os resultados dos índices de diversidade são maiores para os rios menos urbanizados. Já o número de indivíduos aponta para o grupo dos rios mais urbanizados (tab. 14, valores para cada amostra estão em apêndice).

Tabela 14 – Valores médios dos locais referentes ao: número total de espécies (S); número total de indivíduos (N); índice de riqueza de espécies de Margalef (d); índice de Pielou (J’); índice de Shannon-Wiener (H’); e índice de Simpson (1-λ’). Os locais são: ad- Ana d’Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

Locais	S	N	d	J'	H'	1-λ
ad	7	247	1.36	0.53	1.03	0.52
cm	14	102	2.87	0.74	1.95	0.78
mm	13	200	2.42	0.64	1.62	0.69
mj	6	1322	0.66	0.49	0.82	0.45
cj	10	1360	1.30	0.37	0.83	0.39
it	9	2148	1.00	0.48	1.01	0.55

Em relação ao índice EPT, verificam-se valores maiores para os locais menos urbanizados, com destaque para o rio Córrego Grande

montante; e valores menores para os rios mais urbanizados. Já para a porcentagem do grupo oligochaeta, ocorre o inverso, com destaque para o rio Itacorubi, cujo valor médio representa praticamente a metade dos organismos encontrados (tab. 15).

Tabela 15 – Valores dos índices EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e % oligochaeta, sendo os locais: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

EPT (%)				
Local	fevereiro	março	abril	geral
ad	17.3	0.4	18.3	4.5
cm	27.3	25.2	30.2	27.8
mm	3.3	10.0	16.2	9.1
mj	0.0	0.0	0.0	0.0
cj	0.0	0.2	0.2	0.2
it	1.7	0.4	0.2	0.5
% oligochaeta				
ad	0	0	0	0
cm	1	1	1	1
mm	6	2	2	4
mj	21	7	23	14
cj	11	5	15	11
it	20	31	74	46

Quanto à correlação, calculada para os índices em relação aos resultados finais dos protocolos, os coeficientes relacionados à fauna são menores quando comparados ao valor do coeficiente do IET. A maior correlação foi encontrada para o índice EPT (tab. 16).

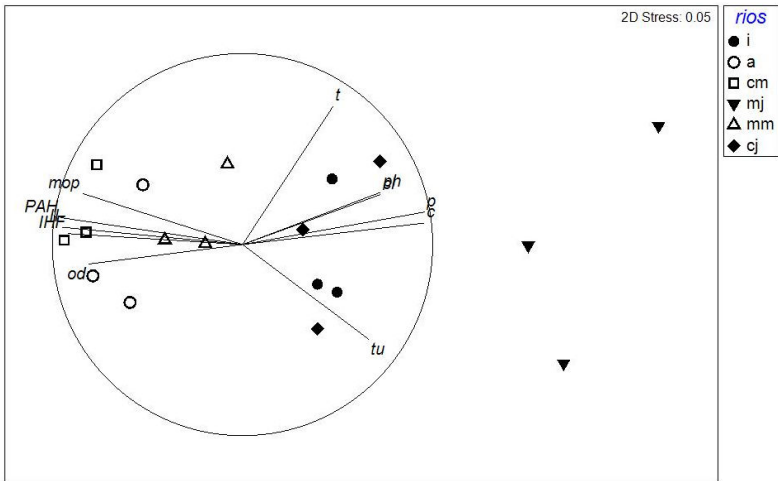
Tabela 16 – Valores do coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para cada protocolo, sendo: S: número total de espécies; N: número total de indivíduos; d: índice de riqueza de espécies (Margalef); J': índice de homogeneidade de Pielou; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; $1-\lambda$ índice de Simpson; % EPT: % Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; % Olig.: % Oligochaeta.

	IHF	PAH	InI
S	0.44	0.55	0.49
N	-0.61	-0.73	-0.69
d	0.64	0.75	0.71
J'	0.47	0.46	0.51
H'	0.60	0.62	0.66
$1-\lambda$	0.54	0.52	0.57
% EPT	0.82	0.81	0.86
% Olig.	-0.65	-0.82	-0.73

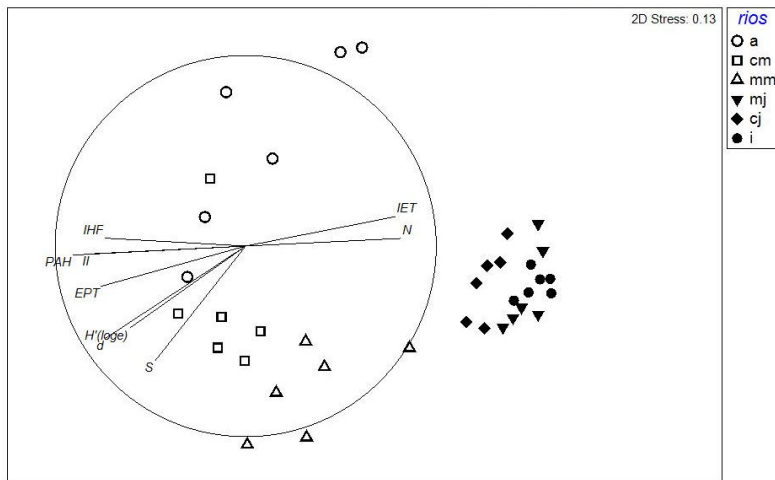
3.3.4. Integração dos resultados – análise multivariada

O nMDS apresentou uma distribuição indicando um gradiente dos rios menos poluídos para os mais poluídos, de acordo com os parâmetros de qualidade da água. Para a fauna, por sua vez, há uma diferenciação maior em dois grupos. A correlação de Spearman foi representada nos gráficos (valores acima de 0.70), mostrando a forma com que os parâmetros contribuíram na ordenação. Além disso, há relação positiva entre os resultados dos protocolos e dos parâmetros oxigênio dissolvido e matéria orgânica particulada, e relação inversa com o Índice de Estado Trófico – IET. Para a fauna, o índice que melhor se correlacionou diretamente foi o índice Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera – EPT e inversamente o número de indivíduos (N).

Figura 21 – a) nMDS para n=3, sendo IHF, PAH e II os protocolos. As variáveis: od: oxigênio dissolvido; mop: matéria orgânica particulada; t: temperatura; tu: turbidez; p: fósforo; c: condutividade; pH: potencial hidrogeniônico; cl: clorofila. b) nMDS para n=3, sendo IHF, PAH e II os protocolos. As métricas são: S: número total de espécies; N: número total de indivíduos; d: índice de riqueza de espécies (Margalef); J': índice de homogeneidade de Pielou; H': índice de diversidade de Shannon-Wiener; $1-\lambda'$: índice de Simpson. Os símbolos são i: Itacorubi; a: Ana d'Ávila; cm: Córrego Grande – Montante; cj: Córrego Grande – Jusante; mm: Rio do Meio – Montante; mj: Rio do Meio Jusante.



a



b

3.4. Discussão

De modo geral, os protocolos possuem boa correlação entre si, como mostram os valores do coeficiente de Spearman. Colocando-se locais com os valores dos índices em ordem decrescente, tem-se que:

IHF: cm > ad > mm = it > cj > mj;

PAH: cm > ad > mm > cj > it > mj;

InI: cm > ad > mm > it > cj > mj.

Verifica-se então que todos os protocolos reconheceram os locais de maior integridade (Córrego Grande - Montante e Ana d'Ávila) e o de menor integridade (rio do Meio - Jusante), havendo diferenças entre os locais intermediários. Tais resultados são coerentes com o gradiente apresentado pelo nMDS, relativo aos dados de qualidade da água, onde também se observa que os locais Córrego Grande - Jusante e Itacorubi possuem bastante similaridade entre si, não permitindo a diferenciação entre as amostras. Com relação ao IET, verificou-se igualmente a distribuição dos rios conforme o gradiente do nMDS e dos protocolos, com os locais Córrego Grande Jusante e Itacorubi no mesmo grau trófico.

Além disso, há que considerar o objetivo de avaliação de cada protocolo. No IHF, que prioriza as características físicas do habitat, os locais rio do Meio - Montante e Itacorubi obtiveram a mesma pontuação. Isso é um resultado coerente, pois a diferença entre esses

locais está na qualidade da água e não propriamente no substrato, haja vista a diferença indicada no IET, em que o rio do Meio - Montante se caracterizou como oligotrófico e Itacorubi, mesotrófico. Nota-se que o InI possui valores mais otimistas em relação aos outros dois protocolos. Isso se deve, em parte, pela sua formulação que foi baseada nos impactos sofridos nos cursos d'água, no contexto de degradação gerada pela urbanização. Portanto, nesse sentido, um curso d'água íntegro não necessariamente é completamente sem alterações, como seria um ambiente de referência em conservação. Para o IHF e o PAH, por seu turno, a referência é um local sem perturbações; a sua aplicação tende então a gerar valores menores quando aplicados em área urbana, onde normalmente se valoriza pouco o potencial dos cursos d'água para a conservação.

Ao comparar-se a pontuação do Índice de Integridade, atribuída em campo de modo visual para o indicador poluição, com o resultado do IET, percebeu-se que houve correspondência entre os valores. Embora tenha sido possível essa comparação direta, deve-se ter em conta que os parâmetros 4.2 (lançamento de efluentes, conexões de esgoto) e 4.3 (lançamento de águas pluviais urbanas) possuem valores de pontuação de, respectivamente, 0, 3 e 5 para o item 4.2, e de 0 e 5 para o item 4.3, em conformidade com o protocolo. Já no IET, a pontuação é mais detalhada (0, 1, 2, 3, 4, 5). Apesar dessa diferença, a similaridade dos resultados encontrada pode ser considerada satisfatória para um procedimento visual, com objetivo de avaliação rápida.

Em relação à fauna, os valores das correlações são menores, apontando para o fato de que a fauna não possui respostas diretas como as variáveis de qualidade da água, pois há inúmeros fatores interferentes e grande complexidade em quantificá-los. Por tal motivo, a avaliação rápida de uma ampla variedade de atributos do habitat, juntamente com outros tipos de dados, é crítica para a interpretação dos dados bióticos (BARBOUR *et al.*, 1999). Além disso, é de fundamental importância a análise conjunta com o uso de várias métricas, bem como a relevância da qualificação dos grupos de organismos. Apenas a métrica da riqueza de *taxa* presentes e as características puramente físicas do habitat não fornecem tudo sobre a integridade do local, pois há fatores relacionados ao ciclo de vida, às preferências e às tolerâncias biológicas dos organismos (DIAZ *et al.*, 2004).

É preciso prestar atenção à perspectiva de habitat proposta por Diaz *et al.* (2004), na qual o habitat é mais do que o substrato ou estrutura. Embora eles sejam elementos-chave, há as outras qualidades

de apoio, como o suporte trófico e a biologia dos organismos em si. Desta forma, os protocolos que contemplam aspectos da qualidade da água são mais completos. No caso, o protocolo InI contempla esse aspecto no indicador poluição, inclusive com possibilidade de quantificação pelo IET, como foi apresentado acima. Contudo, este protocolo não aborda algumas características físicas essenciais para a fauna, como o regime de velocidade, a composição do substrato e a heterogeneidade, quesitos esses que são melhores abordados no IHF e PAH.

A maneira que os autores Callisto *et al.* (2002) encontraram de suprir a necessidade, da parte de qualidade da água, foi a aplicação conjunta do PAH com outro protocolo rápido desenvolvido pela EPA (US Environmental Protection Agency). A adaptação e a aplicação de protocolos associados para complementar a avaliação, nesse sentido, revelam-se bastante viáveis. Pode-se dizer o mesmo da adequação de protocolos existentes, que têm potencial para aumentar o nível de detalhamento, com inclusão de outros aspectos, sem necessariamente tornar o método mais complexo. Afinal, os protocolos possuem também o objetivo de aproximar a linguagem científica e acadêmica, muitas vezes intrincada, das necessidades enfrentadas pelos gestores e das expectativas das pessoas (GREGORY *et al.*, 2008). Eles cumprem assim uma função de intermediar o saber científico e sua utilidade de aplicação.

A facilidade e rapidez de aplicação, que podem ser associadas às ferramentas de geoprocessamento, mostram o grande potencial dos protocolos. Seu uso oferece uma visão geral da qualidade ambiental, que pode ser utilizada pelos gestores de recursos hídricos (VARGAS e FERREIRA, 2012). Os protocolos podem ser utilizados como instrumentos de educação ambiental (MINATTI-FERREIRA e BEAUMORD, 2006); formação profissional (CALLISTO *et al.*, 2002); na caracterização hidromorfológica na escala de trecho de rio (FERNÁNDEZ *et al.*, 2011); no monitoramento ambiental (PARDO *et al.*, 2002) e na perspectiva de recuperação de rios (BRIERLEY e FRYIRS, 2005). Isso mostra a gama de aplicação e a utilidade da ferramenta. Apesar da sua aparente simplicidade, que não implica necessariamente procedimentos analíticos, os seus resultados são bastante coerentes, quando comparados aos dados de qualidade da água e macroinvertebrados.

3.5. Conclusão

Os três protocolos aplicados mostraram bom desempenho para o reconhecimento da condição da paisagem fluvial. Apesar das peculiaridades de cada um, todos abordam de alguma forma os aspectos gerais que caracterizam o estado da vegetação ripária, do substrato e fornecem informações sobre as modificações na estrutura do rio, que afetam direta ou indiretamente a qualidade da água e, por conseguinte, podem indicar como está a condição do habitat para dar suporte à fauna.

Os protocolos estão em constante aperfeiçoamento, pois a perspectiva de trabalho utilizada na sua formulação assume como verdadeiros vários aspectos que são constantemente testados na literatura científica. Portanto, não se trata de um método de menor validade, pois os critérios estão baseados em conclusões de longos anos de estudos, mas a sua aplicabilidade deve considerar as características de cada local.

Nesse sentido, espera-se que a ferramenta se torne mais difundida e reconhecida no âmbito científico e de gestão, para que se possa dar continuidade a essa perspectiva de trabalho, através de estudos mais abrangentes que permitam a validação estatística dos resultados em maior número de locais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS DA DISSERTAÇÃO

Ao longo de toda a dissertação foram discutidos vários elementos que estão relacionados com a funcionalidade dos cursos d'água. A área impermeável da bacia hidrográfica e sua influência na integridade fluvial; a caracterização de trecho de rio oferecida pelos protocolos; e as questões de heterogeneidade e complexidade do habitat, relacionadas às características hidráulicas. Com base nesses aspectos, um curso d'água pode ser funcional no sentido de que as comunidades possuam as condições necessárias para conseguir manter as funções ecossistêmicas, apesar das perturbações geradas pela urbanização. Assim, um curso d'água, no contexto urbano, não necessariamente precise estar completamente íntegro para manter essa funcionalidade em seus quesitos mínimos.

A caracterização da urbanização da bacia hidrográfica, através da estimativa da área impermeável, forneceu a confirmação entre o decréscimo da qualidade da água conforme aumenta a área impermeável da bacia. A comunidade de macroinvertebrados respondeu de forma mais complexa, mas houve tendência de aumento da abundância de alguns grupos e diminuição da riqueza conforme a intensidade da urbanização, indicando a perda da biodiversidade. Deste modo, as alterações no balanço hídrico promovidas pela urbanização na escala da bacia hidrográfica estão diretamente relacionadas à integridade dos cursos d'água.

O estudo da influência do revestimento do leito na funcionalidade do habitat com a caracterização do revestimento, mostrou que a estimativa da rugosidade foi um bom indicador da heterogeneidade e complexidade do leito do rio para fornecer refúgio para a fauna. A funcionalidade do habitat, dada pela análise das guildas tróficas da comunidade de macroinvertebrados, mostrou resultados bastante explicativos para os processos de fluxo de energia na cadeia trófica e a relação com os recursos fornecidos pelo habitat. Com o aumento da urbanização, geralmente acompanhado de medidas como a canalização dos rios, houve redução da diversidade relacionada à simplificação e homogeneização do habitat.

O uso dos protocolos de avaliação rápida, para a caracterização da paisagem fluvial, mostrou resultados coerentes quando comparados com os dados levantados em cada local de forma analítica. Isso mostra a aplicabilidade da ferramenta, devido ao baixo custo envolvido e aos bons resultados, também já demonstrados na literatura científica. Há protocolos para os mais variados objetivos de pesquisa, pois é uma

perspectiva de trabalho que, embora seja diferente dos métodos de medição direta de parâmetros, apresenta resultados tão satisfatórios quanto aqueles dados pelos procedimentos de laboratório. É preciso, porém, observar criteriosamente a aplicabilidade da ferramenta conforme as características de cada local, como, por exemplo, as variações existentes em relação ao trecho do rio, o qual altera suas características das áreas de nascente para o baixo curso. É igualmente necessário considerar os objetivos de avaliação da pesquisa. Assim, uma vez que essas condições sejam satisfeitas, o uso de tais protocolos não só é útil como amplamente aplicável.

A necessidade de discussão do termo requalificação – ou melhoria do habitat – também foi levantada, sendo várias as implicações para possíveis ações. Iniciativas como a concepção de parque linear estão normalmente centradas no curso d'água principal da bacia hidrográfica; contudo, como seria possível a sua recuperação se os demais cursos d'água que o formam estão canalizados e enfrentam forte degradação? Se a área impermeável gera tanta modificação na hidrologia, como a estabilidade das margens não seria uma condição necessária? Nesse contexto, seria possível manter pelo menos os aspectos básicos para a conservação da biodiversidade?

Para não cometer os mesmos erros das práticas que enfatizam as ações estruturais nos cursos d'água, pode-se começar pela bacia hidrográfica. Uma urbanização menos densa que não seja uma ruptura tão brusca entre as características pré e pós-ocupação se mostra um caminho viável e ainda pouco explorado, o qual, em conjunto com as práticas de controle da geração e de amortecimento do escoamento superficial, pode minimizar as consequências da impermeabilização das superfícies. Além disso, é notável a deficiência de saneamento básico e a constante poluição dos rios com lançamentos clandestinos de esgotos domésticos na área urbana. Esses dois aspectos são realmente básicos, de modo que, sem o atendimento dessas necessidades, as etapas subsequentes, relacionadas às demais partes na hierarquia da paisagem, terão pouca eficácia na requalificação fluvial.

A questão da vegetação ripária e as áreas de preservação permanentes também são estratégicas, pois a vegetação atua de modo intenso na manutenção das características da paisagem fluvial e fornece recursos essenciais para os processos ecológicos, como se verificou no segundo capítulo. Os elementos de heterogeneidade fornecidos pela vegetação e pelas condições de complexidade do leito atuam fortemente nos padrões de diversidade e nos atributos do ecossistema aquático. A

requalificação desses ambientes precisa, portanto, considerar a conservação dessa interdependência entre as margens e o rio.

O papel de conexão entre os fragmentos de vegetação (remanescentes de Mata Atlântica e Restingas e Manguezais) poderiam ser desempenhados de modo mais efetivo pelos cursos d'água. Embora, eles sejam elementos da paisagem que naturalmente fazem essa ligação, pela sua estrutura longitudinal e ramificada, faz-se necessário dar maior atenção a essa dimensão. Por isso, enfatiza-se a importância de que os projetos, tanto de parque linear para o rio Córrego Grande, como de recuperação da qualidade da água para o rio do Meio, considerem a relevância ecológica dos rios na paisagem. Nesse sentido, espera-se que o trabalho tenha fornecido alguns fatores mínimos, a serem considerados, que influenciam nos processos ecossistêmicos e na manutenção da biodiversidade; quais sejam: a importância do tratamento de esgotos, de soluções alternativas de drenagem pluvial, da conservação da vegetação ripária e da manutenção da heterogeneidade do leito do rio.

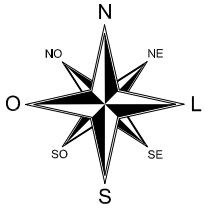
O aspecto ecológico poderia ser incluído no cenário urbano, mas para isso seria preciso querer tal inclusão e valorizar a sua relevância, não apenas para a manutenção da biodiversidade e dos aspectos paisagísticos, senão também para a própria conservação da água. O maior desafio talvez não seja o reestabelecimento das condições dinâmicas dos cursos d'água, e sim a capacidade de conviver com a sua variabilidade e diversidade. No Brasil as ações predominantes ainda prezam pela canalização e conseqüente simplificação do habitat. No entanto, a água, que é mal recebida e rapidamente expulsa do meio urbano, leva consigo também a possibilidade de cidades mais sustentáveis.

APÊNDICES

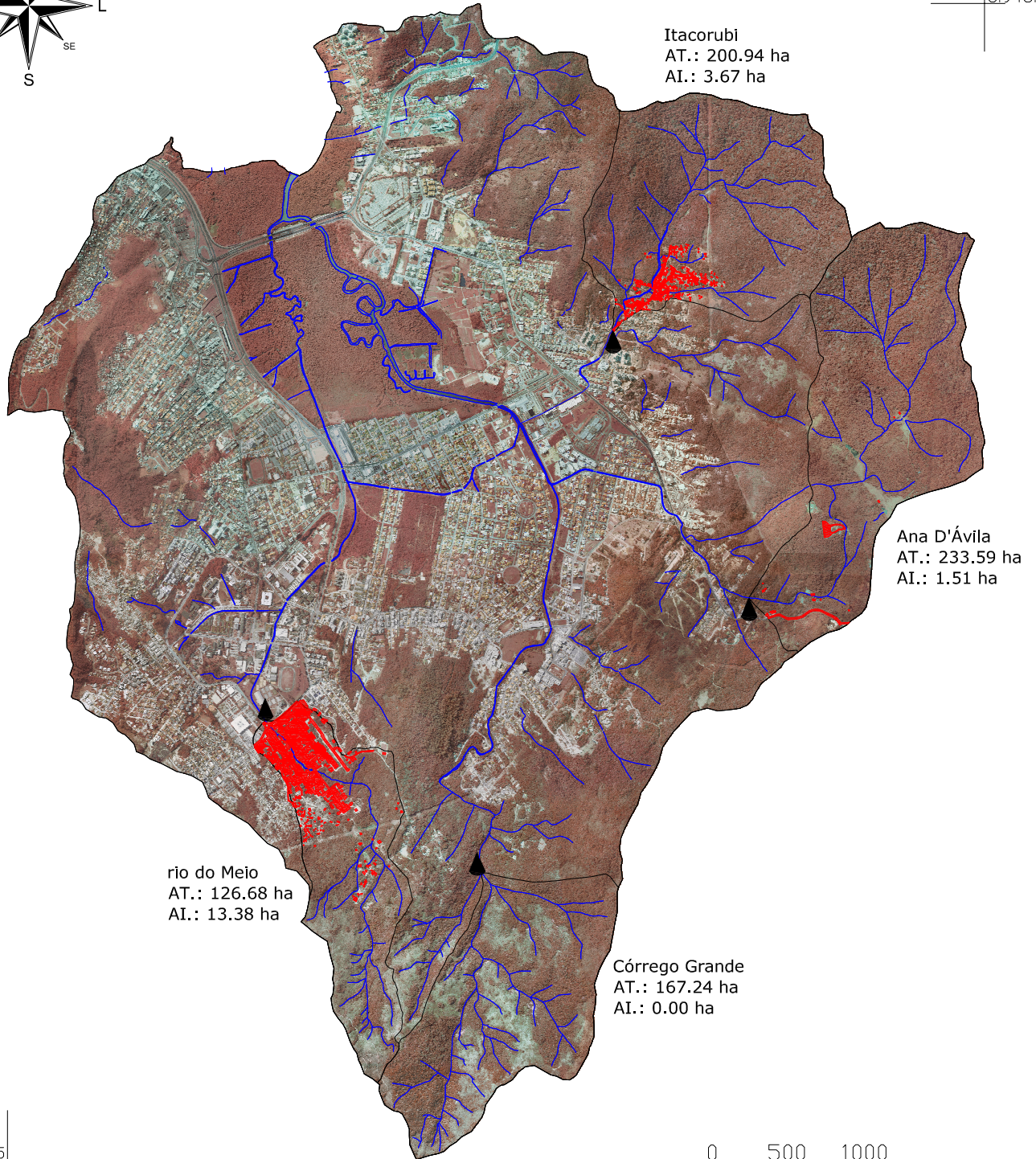
Mapas de detalhamento

Detalhamento da Caracterização da área impermeável das sub-bacias (Capítulo 1)

Escala 1:40.000
Folha A4



749.568
6.948.682

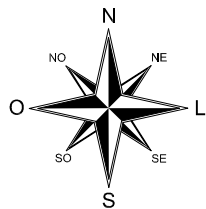


6.941.075
743.137

0 500 1000 m

Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
Datum Horizontal: SAD-69 Fuso 22S
Datum Vertical: Imbituba SC
Cobertura Aerofotogramétrica Escala 1:8000 (Março 2007)
Restituição realizada em Setembro e outubro de 2008
Fonte: Prefeitura Municipal de Florianópolis

- ▲ Pontos de Amostragem
- Bacias Hidrográficas
- Cursos d'água
- Área impermeável



Locais de amostragem sub-bacias do Córrego Grande e rio do Meio, trechos de montante e jusante (Capítulo 2).

Escala 1:40.000
Folha A4

6.948.941

6.947.941

6.946.941

6.945.941

6.944.941

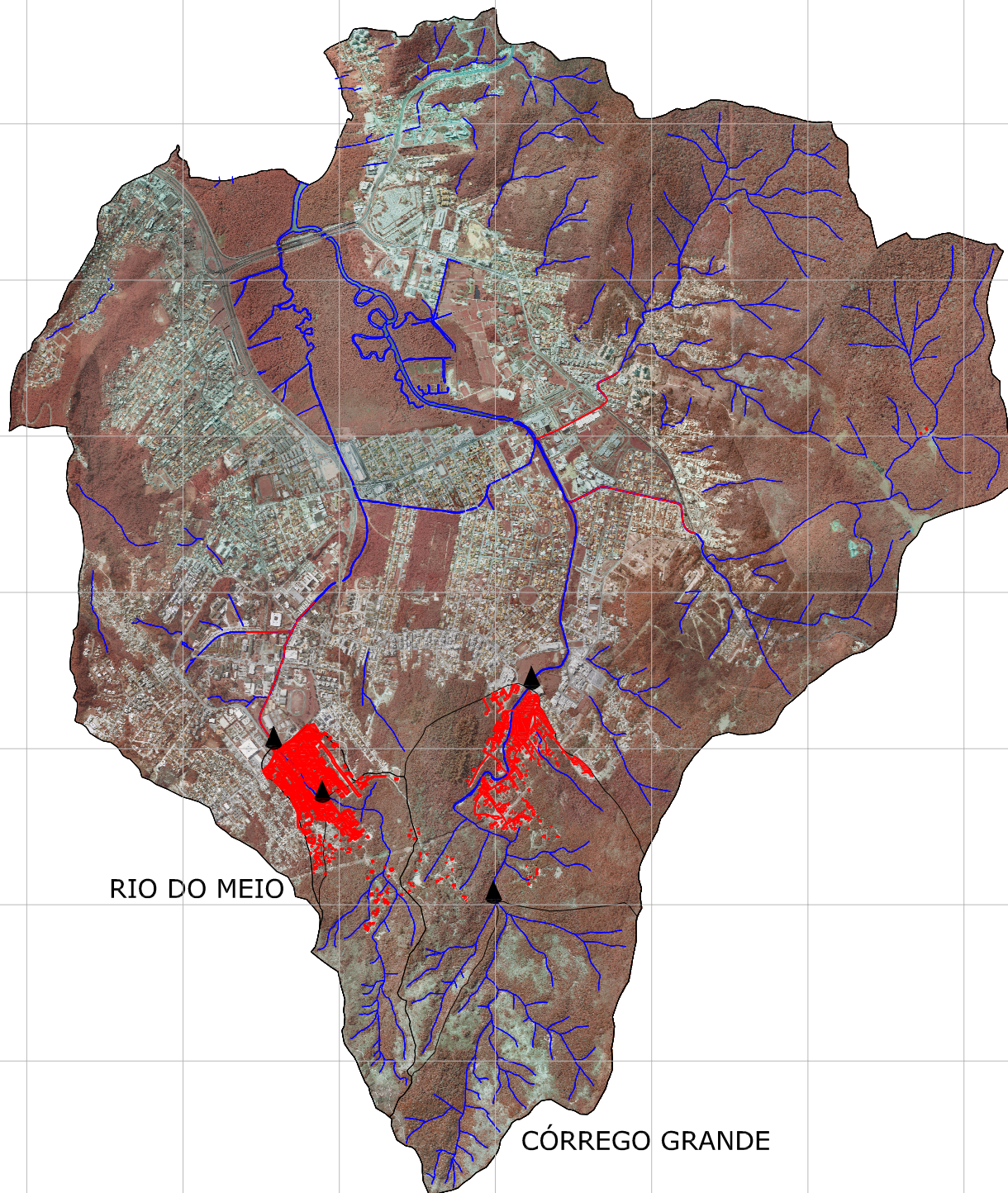
6.943.941

6.942.941

6.941.941

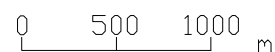
6.940.941

742.250 743.250 744.250 745.250 746.250 747.250 748.250 749.250







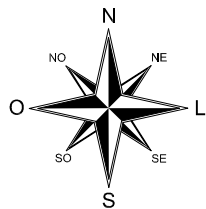
RIO DO MEIO

CÓRREGO GRANDE



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
Datum Horizontal: SAD-69 Fuso 22S
Datum Vertical: Imbituba SC
Cobertura Aerofotogramétrica Escala 1:8000 (Março 2007)
Restituição realizada em Setembro e outubro de 2008
Fonte: Prefeitura Municipal de Florianópolis

-  Pontos de Amostragem
-  Bacias Hidrográficas
-  Cursos d'água
-  Trechos canalizados



Trechos de aplicação dos protocolos na Bacia Hidrográfica do Itacorubi (Capítulo 3)

Escala 1:40.000
Folha A4

6.948.941

6.947.941

6.946.941

6.945.941

6.944.941

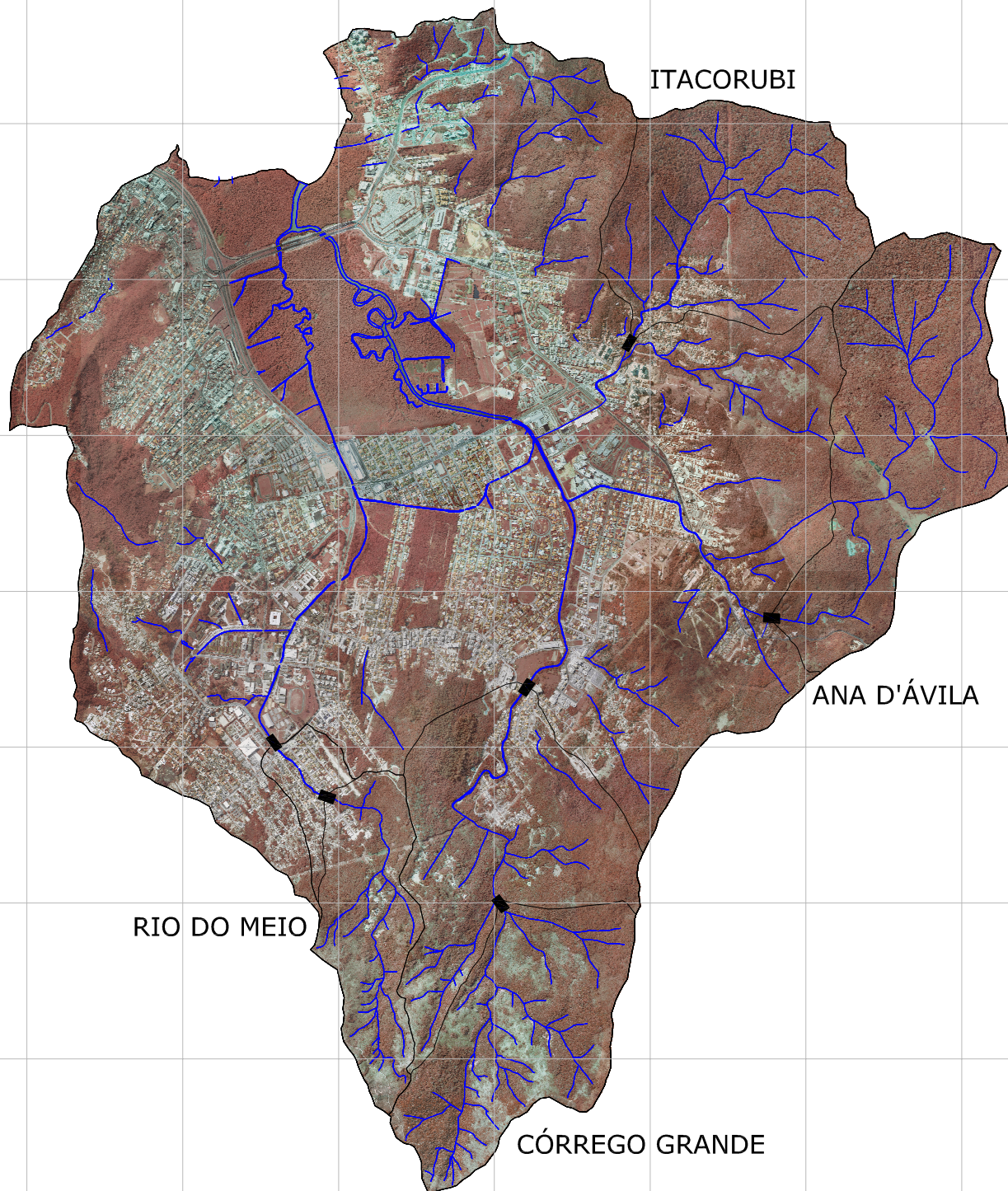
6.943.941

6.942.941

6.941.941

6.940.941

2.250 743.250 744.250 745.250 746.250 747.250 748.250 749.250



0 500 1000 m

Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
Datum Horizontal: SAD-69 Fuso 22S
Datum Vertical: Imbituba SC
Cobertura Aerofotogramétrica Escala 1:8000 (Março 2007)
Restituição realizada em Setembro e outubro de 2008
Fonte: Prefeitura Municipal de Florianópolis

- Trechos avaliados
- Bacias Hidrográficas
- Cursos d'água

Protocolos de Avaliação Rápida e instruções de aplicação

Índice do Habitat Fluvial (IHF) – referência: Pardo et al. (2002):

Blocos		Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços		
Corredeiras	Pedras, seixos e cascalhos não fixadas por sedimentos finos. Inclusão 0 – 30%	10
	Pedras, seixos e cascalhos pouco fixadas por sedimentos finos. Inclusão 30 – 60%	5
	Pedras, seixos e cascalhos medianamente fixadas por sedimentos finos. Inclusão > 60%	0
Apenas poços	Sedimentação 0 – 30%	10
	Sedimentação 30 – 60%	5
	Sedimentação > 60%	0
Total (uma categoria)		
2. Frequência de corredeiras		
Alta frequência de corredeiras. Relação distância entre corredeiras/largura do rio <7		10
Escassa frequência de corredeiras. Relação distância entre corredeiras/largura do rio 7-15		8
Ocorrência ocasional de corredeiras. Relação distância entre corredeiras/ do rio 15-25		6
Constância de fluxo laminar ou corredeiras rasas. Relação distância entre corredeiras/ do rio >25		4
Somente poços		2
Total (uma categoria)		
3. Composição do substrato		
% Blocos e pedras	1-10%	2
	>10%	5
% Seixos e cascalhos	1-10%	2
	>10%	5
% Areia	1-10%	2
	>10%	5
% Limo e argila	1-10%	2
	>10%	5
Total (somar categorias)		
4. Regimes de velocidade/profundidade		
Raso <0.5m/s Lento <0.3m/s	4 categorias: Lento-profundo, lento-raso, rápido-profundo e rápido-raso.	10
	Só 3 das 4 categorias	8
	Só 2 das 4 categorias	6
	Só 1 das 4 categorias	4
Total (uma categoria)		

5. Porcentagem de sombra no leito		
Sombreado com janelas		10
Totalmente em sombra		7
Grandes claros		5
Exposto		3
Total (uma categoria)		
6. Elementos de heterogeneidade		
Folhiço	>10% ou <75%	4
(serrapilheira)	<10% ou >75%	2
Presença de troncos e ramas		2
Raízes expostas		2
Diques naturais		2
Total (somar categorias)		
7. Cobertura de vegetação aquática		
%Organismos acidentalmente desprendidos do substrato (Plocon)	10-50%	10
	<10 ou >50%	5
%Organismos aderidos ao substrato (Pecten ou Perifiton)	10-50%	10
	<10 ou >50%	5
%Briófitas	10-50%	10
	<10 ou >50%	5
Total (somar categorias)		
Pontuação Final (soma das pontuações anteriores)		

Agregação:

$$IHF = \sum Pontuação$$

Instruções de aplicação do IHF:

O IHF é composto por 7 (sete) blocos que serão detalhados segundo o manual da Agência Catalã de Água (Agència Catalana de l'Aigua, 2006).

Bloco 1 – Inclusão de corredeiras (riffles) e sedimentação em poços (pool):

Por inclusão compreende-se o grau em que as partículas do substrato estão fixadas no leito do rio, enquanto que por sedimentação se entende a deposição de material fino nas zonas lênticas do rio. A inclusão deve ser observada por cima e na parte central das corredeiras,

onde não há deposição de sedimentos e a distribuição das partículas do substrato possam ser melhor visualizadas.

Bloco 2 – Frequência de corredeiras:

Nesse bloco se estima a quantidade de rápidos em relação à presença de zonas mais calmas, através de medições da largura do rio e da distância entre as corredeiras no trecho em análise. Entende-se que com uma alta alternância entre rápidos e poças se assegura uma maior diversidade de habitats para os organismos.

Bloco 3 – Composição do substrato:

A composição do substrato é estimada de forma visual pelo tamanho das partículas que compõe o trecho, sendo:

Blocos e pedras $\phi > 64\text{mm}$;

Seixos e cascalhos $2\text{mm} < \phi < 64\text{mm}$;

Areia $0.6\text{mm} < \phi < 2\text{mm}$;

Argila $\phi < 0.6\text{mm}$.

Bloco 4 – Regimes de velocidade/profundidade:

Assume-se que a presença de uma maior diversidade de regimes de velocidade e profundidade proporciona uma maior diversidade de habitats. Em geral, considera-se uma profundidade de 0.50m para diferenciar o profundo do raso e uma velocidade de 0.30m para separar o rápido do lento.

Bloco 5 – Porcentagem de sombra no leito:

Estima-se de forma visual a sombra projetada pela cobertura vegetal adjacente, que determina a quantidade de luz que chega ao rio e condiciona algumas características como temperatura e desenvolvimento dos produtores primários.

Bloco 6 – Elementos de heterogeneidade:

Faz-se uma estimativa visual da presença de folhas, troncos, galhos e raízes que estão no leito do rio. Estes elementos proporcionam habitat físico que pode ser colonizado por organismos aquáticos e também servem de fonte de alimento.

Bloco 7 – Cobertura de vegetação aquática:

Nesse bloco se estima a cobertura da vegetação aquática no leito, pois a diversidade de morfologias entre os produtores primários

incrementa a disponibilidade de habitats e fontes de alimento para muitos organismos. Entende-se que o domínio de um grupo de organismos sobre os demais não pode ultrapassar o 50%.

A pontuação de cada um dos itens não pode exceder a seguinte:

1. Inclusão de corredeiras e sedimentação em poços	10
2. Frequência de corredeiras	10
3. Composição do substrato	20
4. Regimes de velocidade/profundidade	10
5. Porcentagem de sombra no leito	10
6. Elementos de heterogeneidade	10
7. Cobertura de vegetação aquática	30

Protocolo Simplificado de Avaliação de Habitats (PAH) – referência: Callisto et al. (2001):

Parâmetros de habitat	Ótimo (3 pontos)	Sub-ótimo (2 pontos)	Mediano (1 ponto)	Pobre (0 ponto)
1- Tipos de fundos (peixes)	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de troncos submersos; cascalho) e estáveis	30 a 50% de habitats estáveis, sem evidência de alteração por erosão ou assoreamento.	10 a 30% de habitats estáveis; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats estáveis; substrato instável ou ausente.
2- Largura dos remansos	Rápidos e remansos bem desenvolvidos; remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Remansos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; remansos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Remansos ou rápidos inexistentes.

3- Frequência de remansos (ou curvas)	Remansos relativamente frequentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Remansos não frequentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Remansos ou curvas ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com remansos rasos; pobreza de habitats; distância entre remansos dividida pela largura do rio maior que 25.
4- Tipos de substrato	Seixos abundantes (principalmente em nascentes de rios).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ausentes.
5- Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
6- Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provavelmente, a correnteza arrasta todo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes.
7- Alteração no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80% do rio modificado.

		pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.		
8- Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da vegetação ripária nativa; deflorestamento muito acentuado.
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
11- Extensão da vegetação	Largura da vegetação	Largura da vegetação	Largura da vegetação	Largura da vegetação

ripária (pontuar cada margem separadamente).	ripária maior que 18m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	ripária entre 12 e 18m; mínima influência antrópica.	ripária entre 6 e 12m; influência antrópica intensa.	ripária menor que 6m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
--	--	--	--	---

Agregação:

$$PAH = \sum \text{Pontuação}$$

Protocolo de avaliação da condição de cursos d'água urbanos (Índice de Integridade) – referência: Pompêo et al. (2011):

Parâmetros	Pont.
1.1. Corte ou remoção da vegetação	
Mata ciliar preservada (mais de 85%)	0
Presença de até 85% de mata ciliar	1
Presença de 70% a 85% de mata ciliar	2
Presença de 50% a 70% de mata ciliar	3
Presença de 25% a 50% de mata ciliar	4
Ausência ou abaixo de 25 % de mata ciliar	5
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	
Mais de 70% de vegetação natural	0
Predomínio de vegetação natural (até 70%) com poucos pontos de vegetação exótica (até 30%)	1
Predomínio da vegetação natural (70% a 55%) com diversos pontos de vegetação exótica (30% a 45%)	2
Aproximadamente a mesma área de mata ciliar e de vegetação exótica (55% a 45% ambos)	3
Predomínio da vegetação exótica (acima de 70%) sendo a maior parte de pequeno porte	4
Predomínio da vegetação exótica (Acima de 70%) sendo a maior parte de grande porte	5
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	
Ausência de pontos de erosão	0
Os pontos de erosão não comprometem a estabilidade das margens	2
Os pontos de erosão comprometem a estabilidade das margens	4
Trecho totalmente erodido, margens e leito totalmente degradados	5
2.2. Presença de sedimentos nas margens	
Margem com ausência ou quantidade insignificante de sedimentos (contribuição insignificante para o assoreamento do curso d' água)	0
Margem com pouca quantidade de sedimentos (contribui para o assoreamento do curso d' água)	2

Margem com excesso de sedimentos (principal agente responsável pelo assoreamento do curso d' água)	4
Margem totalmente ocupada por sedimentos (principal agente responsável pelo assoreamento do curso d' água)	5
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	
Ausência de assoreamento e obstruções do leito	0
Presença de trechos assoreados com pouca obstrução do fluxo d' água	2
Trecho assoreado com grande obstrução do fluxo d' água	4
Trecho extensivamente assoreado com grande interferência do fluxo d' água (Assoreamento causado por grandes quantidades de sedimentos, exemplo desmoronamentos)	5
3.1. Retificação da seção transversal	
Seção transversal sem alteração	0
Seção transversal com retificação em um dos lados ou no fundo do curso (apenas uma retificação)	2
Seção transversal com retificação nos dois lados do curso ou no fundo e em um dos lados (duas retificações)	4
Seção transversal totalmente retificada	5
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	
Não ocorreu mudança no revestimento da seção transversal (canal natural)	0
Utilização de revestimento com significantes protuberâncias, em parte da seção transversal (enrocamento, pedra lançada ou gabiões, canais escavados em terra com cobertura de grama e semelhantes)	1
Utilização de revestimento com significantes protuberâncias, em toda a seção transversal (enrocamento, pedra lançada ou gabiões, canais escavados em terra com cobertura de grama e semelhantes)	2
Utilização de revestimento liso em parte da seção transversal (Canais de concreto e Materiais com rugosidade semelhante)	4
Utilização de revestimento liso em toda seção transversal (Canais de concreto e Materiais com rugosidade semelhante)	5
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	
Trecho sem canalização	0
Presença de até 25% do trecho canalizado	2
Presença de 25% a 50% do trecho canalizado	3
Presença de mais de 50% do trecho canalizado	5
3.4. Corte de meandros	
Trecho sem alteração dos meandros	0
Presença de até 25% do trecho com alteração nas sinuosidades do perfil longitudinal curso d' água.	2
Presença de 25% a 50% do trecho com alteração nas sinuosidades do perfil longitudinal curso d' água.	3
Presença de mais de 50% do trecho com alteração nas sinuosidades do perfil longitudinal curso d' água.	5
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d' água	
Não foram verificados sistemas de retirada d' água	0
Ocorre a remoção de água, por algum sistema de coleta	3
Ocorre a remoção de água, por um ou diversos sistemas de coletas, causando grande impacto na vazão do curso d' água	5

3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	
Não foram verificados desvios no curso d' água	0
Ocorre desvio no curso d' água, para utilização em alguma atividade (Agricultura, indústria, etc.)	5
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	
Não existem obras	0
Não ocorre estrangulamento da seção transversal	1
Ocorre estrangulamento da seção transversal	3
Ocorre estrangulamento da seção transversal e acúmulo de sedimentos	5
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	
Ausência ou quantidade insignificante de resíduos	0
Resíduos sólidos com pequenas dimensões, com possibilidade de remoção manual (sacolas, embalagens, garrafas pet e dimensões semelhantes)	1
Resíduos sólidos com grandes dimensões, sendo necessário o uso de maquinário para remoção (mobiliários, eletrodomésticos, pneus e dimensões semelhantes)	3
Resíduos diversos contaminados (Lixo doméstico com possibilidade de produção de chorume, embalagens com produtos químicos entre outros)	5
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	
Não foram verificados pontos de lançamento em todo o curso d' água.	0
Presenças de poucos pontos pontuais de lançamento de efluentes domésticos, com pequena vazão em relação ao curso d' água.	3
Presença de diversos pontos de lançamento; pontos com vazões consideráveis em relação ao curso d' água; atividades comerciais; atividades indústrias com lançamento de efluentes no corpo receptor.	5
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	
Não foi visualizado despejo de esgoto em conjunto com a água pluvial	0
Fica evidente o lançamento de efluente doméstico em conjunto com a água pluvial	5
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	
Ausência de Impermeabilização	0
Até 10% de impermeabilização	1
De 10% a 25% de impermeabilização do trecho	2
De 25% a 50% de impermeabilização do trecho	3
De 50% a 75% de impermeabilização do trecho	4
Mais de 75% de impermeabilização do trecho	5
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	
Ausência de Impermeabilização	0
Até 10% de impermeabilização	1
De 10% a 25% de impermeabilização do trecho	2
De 25% a 50% de impermeabilização do trecho	3
De 50% a 75% de impermeabilização do trecho	4
Mais de 75% de impermeabilização do trecho	5

Ponderação dos parâmetros:

Indicadores	Parâmetros	Peso Ajustado
1. Mata ciliar	1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11
	1.2. Substituição parcial da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42
2. Erosão e assoreamento	2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98
	2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96
	2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79
3. Modificação do curso d'água	3.1. Retificação da seção transversal	95.07
	3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13
	3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82
	3.4. Corte de meandros	91.86
	3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18
	3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85
	3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09
4. Poluição	4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito do curso d'água	157.79
	4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92
	4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18
5. Edificações	5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46
	5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infraestrutura pública	59.54

Agregação – Índice de Degradação:

$$ID = \sum \text{Peso} \cdot \text{Pontuação}$$

Padronização – Índice de Integridade (InI):

O índice de integridade é calculado pela inversão dos valores do indicador de degradação, ou seja, o valor máximo (ID=9360,69) representa uma integridade de 0% e o valor mínimo (ID=0) representa uma integridade de 100%.

Instruções de aplicação do InI:

A aplicação do protocolo precisa de uma fase inicial de estudo da área e alguns parâmetros são quantificados com auxílio de ferramentas computacionais. Recomenda-se também a leitura das aplicações anteriores.

1.1. Corte ou remoção da vegetação:

Analisar imagens aéreas para verificar a quantidade da vegetação que foi removida. A porcentagem de vegetação restante em relação à área protegida é calculada por:

$$Am = \frac{Ap}{At} \cdot 100$$

Em que:

Am: Porcentagem de vegetação na área de proteção legal;

At: Área total de proteção legal;

Ap: Área de vegetação na faixa de proteção legal.

1.2. Substituição parcial ou total da vegetação por espécies exóticas:

O parâmetro é obtido por meio de observações da cobertura vegetal em campo, comparando com áreas de vegetação nativa, identificando a existência de espécies exóticas.

2.1. Processos erosivos visíveis nas margens:

O parâmetro é obtido por verificação de campo, analisar pontos de erosão que comprometem a estabilidade das margens.

2.2. Presença de sedimentos nas margens:

Verificação em campo, observar a presença de sedimentos, origem, quantidade e impacto para o assoreamento do curso d'água.

2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos:

Os dados são obtidos em campo pela análise visual, verificando as modificações causadas pelo assoreamento e se há obstrução do fluxo

pelo acúmulo dos sedimentos. É necessário saber informações prévias sobre o trecho em estudo, pois pode ser que o rio se encontra em uma zona de deposição, então esse processo terá de ser avaliado com cautela, uma vez que faz parte dos processos naturais.

3.1. Retificação da seção transversal:

Observar em campo se a seção transversal está na sua configuração natural ou foi modificada por escavações ou retificação.

3.2. Mudança de revestimento da seção transversal:

O parâmetro é obtido em campo, por meio de análise visual, observando o tipo de revestimento utilizado na seção transversal do curso d'água, levando-se em conta sua rugosidade.

3.3. Canalização ou tamponamento:

Este parâmetro é obtido por meio de observações em campo e análise de imagens aéreas, verificando o comprimento do curso d'água que foi tamponado ou canalizado. A porcentagem desse trecho é obtida através da seguinte equação:

$$Lct = \frac{L_{canalizado}}{Lt} \cdot 100$$

Em que:

Lct: Porcentagem do trecho canalizado;

Lt: Comprimento total do trecho;

Lcanalizado: Comprimento do trecho canalizado.

3.4. Corte de meandros:

O parâmetro é obtido em campo, verificando se os meandros do curso d'água sofreram alguma forma de interferência nas suas sinuosidades. Para isso, pode-se compará-los com outros trechos sem interferência ou com fotos antigas. A porcentagem do trecho com alteração nas suas sinuosidades em relação ao trecho total é obtida através da seguinte equação:

$$Lm = \frac{Lrt}{Lt} \cdot 100$$

Em que:

Lm: Porcentagem do trecho retificado;

Lt: Comprimento total do curso d'água;

Lrt: Comprimento do trecho em que ocorreu interferência nos meandros.

3.5. Retirada da água sem modificação estrutural:

Verificar em campo se há retirada de água por bombeamento ou condutos sem a modificação estrutural do curso d'água.

3.6. Retirada de água com modificação estrutural:

Nesse caso, verifica-se se há modificação no curso d'água pela retirada de água, como desvios.

3.7. Obstruções por pontes ou travessias inadequadas:

O parâmetro é obtido, em campo, por meio de análise visual, verificando a intensidade com que obras estruturais, como pontes e travessias, reduzem a seção e obstruem o fluxo do curso d'água.

4.1. Presença de resíduos sólidos nas margens ou no leito do curso d'água:

O parâmetro é obtido em campo, observando-se a presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito do curso d'água, averiguando a quantidade, suas características e dimensões.

4.2. Lançamento de efluentes e conexões de esgoto:

O parâmetro é obtido, em campo, por meio de análise visual de pontos de lançamentos ao longo do curso d'água, analisando se a vazão de efluente despejado é significativa em relação à vazão do curso d'água.

4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas:

O parâmetro é obtido, em campo, por meio da análise visual do aspecto das águas, identificando em pontos de lançamento de água pluvial a existência de conexões irregulares de esgoto.

5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais e da administração pública:

Este parâmetro é obtido por meio de observações em campo e análise de imagens aéreas, verificando a natureza das estruturas e a porcentagem de área impermeabilizada por edificações, respectivamente. A porcentagem da área impermeabilizada por edificações é dada pela seguinte equação:

$$Ait = \frac{Ai}{At} \cdot 100$$

Em que:

Ait: Porcentagem da área impermeabilizada no trecho;

At: Área total na faixa de proteção legal;

Ai: Área impermeabilizada na faixa de proteção legal.

5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou de infra-estrutura pública:

Este parâmetro é obtido de forma semelhante ao item anterior, verificando a presença desses elementos de infraestrutura pública, contabilizando a porcentagem de área impermeabilizada por eles.

Resultados dos Protocolos de Avaliação Rápida

Índice do Habitat Fluvial – IHF

rio do Meio jusante	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	0
2. Frequência de corredeiras	4
3. Composição do substrato	2
4. Regimes de velocidade/profundidade	4
5. Porcentagem de sombra no leito	3
6. Elementos de heterogeneidade	0
7. Cobertura de vegetação aquática	10
Total	23

rio do Meio montante	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	5
2. Frequência de corredeiras	8
3. Composição do substrato	14
4. Regimes de velocidade/profundidade	6
5. Porcentagem de sombra no leito	5
6. Elementos de heterogeneidade	8
7. Cobertura de vegetação aquática	15
Total	61

Itacorubi	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	5
2. Frequência de corredeiras	8
3. Composição do substrato	14
4. Regimes de velocidade/profundidade	8
5. Porcentagem de sombra no leito	5
6. Elementos de heterogeneidade	6
7. Cobertura de vegetação aquática	15
Total	61

Córrego Grande jusante	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	5
2. Frequência de corredeiras	6
3. Composição do substrato	17
4. Regimes de velocidade/profundidade	6
5. Porcentagem de sombra no leito	5
6. Elementos de heterogeneidade	2
7. Cobertura de vegetação aquática	15
Total	56

Córrego Grande montante	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	10
2. Frequência de corredeiras	10
3. Composição do substrato	11
4. Regimes de velocidade/profundidade	8
5. Porcentagem de sombra no leito	10
6. Elementos de heterogeneidade	10
7. Cobertura de vegetação aquática	20
Total	79

Ana d'Ávila	
Blocos	Pont.
1. Inclusão de corredeiras – sedimentação em poços	10
2. Frequência de corredeiras	10
3. Composição do substrato	11
4. Regimes de velocidade/profundidade	8
5. Porcentagem de sombra no leito	10
6. Elementos de heterogeneidade	8
7. Cobertura de vegetação aquática	20
Total	77

Protocolo de Avaliação de Habitats - PAH

rio do Meio jusante	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	1
2- Largura dos remansos	0
3- Frequência de remansos (ou curvas)	0
4- Tipos de substrato	0
5- Deposição de lama	0
6- Depósitos sedimentares	0
7- Alteração no canal do rio	0
8- Características do fluxo das águas	1
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	0
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	0
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	0
Total	2
Total (%)	6.06

rio do Meio montante	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	3
2- Largura dos remansos	2
3- Frequência de remansos (ou curvas)	3
4- Tipos de substrato	2
5- Deposição de lama	3
6- Depósitos sedimentares	2
7- Alteração no canal do rio	2
8- Características do fluxo das águas	1
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	1.5
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	2
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	1.5
Total	23
Total (%)	69.70

Itacorubi	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	2
2- Largura dos remansos	2
3- Frequência de remansos (ou curvas)	2
4- Tipos de substrato	2
5- Deposição de lama	2
6- Depósitos sedimentares	0
7- Alteração no canal do rio	2
8- Características do fluxo das águas	1
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	0
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	0
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	0

Total	13
Total (%)	39.39

Córrego Grande jusante	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	3
2- Largura dos remansos	2
3- Frequência de remansos (ou curvas)	2
4- Tipos de substrato	2
5- Deposição de lama	3
6- Depósitos sedimentares	1
7- Alteração no canal do rio	2
8- Características do fluxo das águas	2
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	0
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	2
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	0
Total	19
Total (%)	57.58

Córrego Grande montante	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	3
2- Largura dos remansos	3
3- Frequência de remansos (ou curvas)	3
4- Tipos de substrato	3
5- Deposição de lama	3
6- Depósitos sedimentares	3
7- Alteração no canal do rio	3
8- Características do fluxo das águas	2
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem)	3

separadamente)	
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	3
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	3
Total	32
Total (%)	96.97

Ana d'Ávila	
Parâmetros de habitat	Valor
1- Tipos de fundos (peixes)	3
2- Largura dos remansos	3
3- Frequência de remansos (ou curvas)	3
4- Tipos de substrato	3
5- Deposição de lama	3
6- Depósitos sedimentares	3
7- Alteração no canal do rio	3
8- Características do fluxo das águas	2
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	1
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente).	3
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente).	2
Total	29
Total (%)	87.88

Índice de Integridade - InI

Rio do Meio jusante			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	5	960.56
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	5	357.08
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	0	0.00
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	0	0.00
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	0	0.00
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	5	475.34
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	5	510.67
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	5	684.11
3.4. Corte de meandros	91.86	5	459.28
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	0	0.00
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	0	0.00
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	1	157.79
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	3	572.75
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	5	435.88
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	0	0.00
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	1.5	89.31
Índice de Degradação			4702.78
Índice de Integridade			49.76

Rio do Meio montante			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	2.5	480.28
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	2	142.83
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	2	201.96
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	3	200.88
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	2	203.58
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	0	0.00
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	0	0.00
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	0	0.00
3.4. Corte de meandros	91.86	0	0.00
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	0	0.00
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	0	0.00
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	1	157.79
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	0	0.00
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	0	0.00
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	0	0.00
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	1	59.54
Índice de Degradação			1446.86
Índice de Integridade			84.54

Rio Itacorubi			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	1.5	288.17
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	2	142.83
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	4	403.92
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	2	133.92
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	2	203.58
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	0	0.00
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	0	0.00
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	0	0.00
3.4. Corte de meandros	91.86	0	0.00
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	0	0.00
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	0	0.00
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	1	157.79
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	3	572.75
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	5	435.88
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	1.5	300.69
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	0.5	29.77
Índice de Degradação			2669.30
Índice de Integridade			71.48

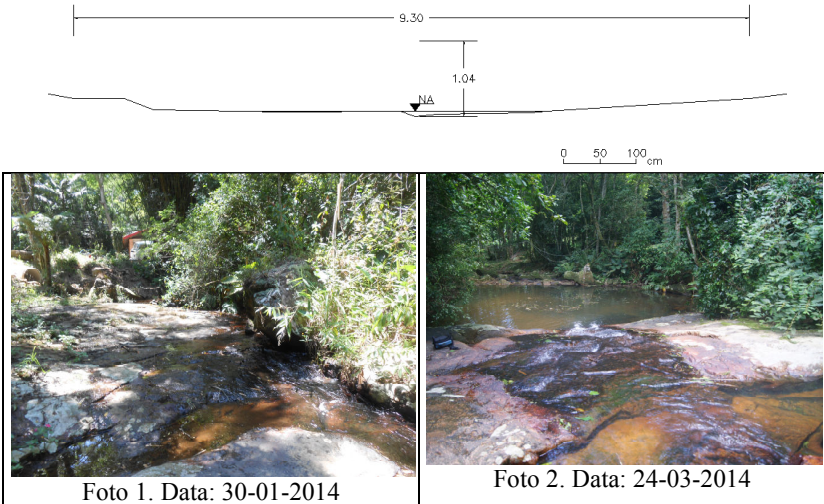
Rio Córrego Grande jusante			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	5	960.56
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	4	285.67
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	4	403.92
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	2	133.92
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	2	203.58
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	1	95.07
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	0.5	51.07
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	0	0.00
3.4. Corte de meandros	91.86	0	0.00
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	0	0.00
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	1	68.09
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	1	157.79
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	1.5	286.37
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	2.5	217.94
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	1	200.46
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	2	119.08
Índice de Degradação			3183.52
Índice de Integridade			65.99

Rio Córrego Grande montante			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	0	0.00
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	0	0.00
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	0	0.00
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	0	0.00
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	0	0.00
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	0	0.00
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	0	0.00
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	0	0.00
3.4. Corte de meandros	91.86	0	0.00
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	3	144.53
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	0	0.00
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	0	0.00
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	0	0.00
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	0	0.00
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	0	0.00
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	0	0.00
Índice de Degradação			144.53
Índice de Integridade			98.46

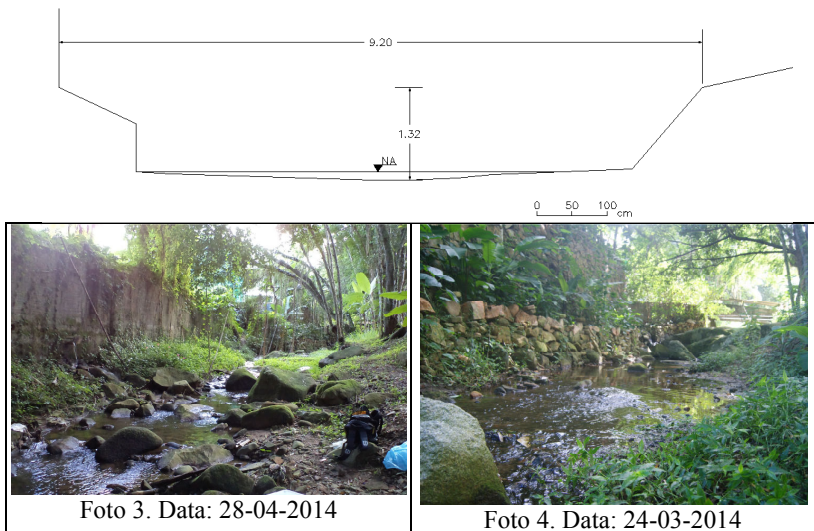
Rio Ana d'Ávila			
Parâmetros	Peso	Pont.	Resultado
1.1. Corte ou remoção da vegetação	192.11	0	0.00
1.2. Substituição parcial ou total da vegetação nativa por espécies exóticas	71.42	3	214.25
2.1. Processos erosivos visíveis nas margens	100.98	0	0.00
2.2. Presença de sedimentos nas margens	66.96	0	0.00
2.3. Obstruções do leito por acúmulo de sedimentos	101.79	0	0.00
3.1. Retificação da seção transversal	95.07	0	0.00
3.2. Mudança de revestimento da seção transversal	102.13	0	0.00
3.3. Canalização ou tamponamento do trecho	136.82	0	0.00
3.4. Corte de meandros	91.86	0	0.00
3.5. Retirada da água sem modificação estrutural do curso d'água	48.18	1.5	72.26
3.6. Retirada da água com modificação estrutural do curso d'água	100.85	0	0.00
3.7. Obstruções por pontes e travessias inadequadas	68.09	3	204.27
4.1. Presença de resíduos sólidos depositados nas margens ou no leito menor do curso d'água	157.79	0	0.00
4.2. Lançamento de efluentes, conexões de esgoto	190.92	0	0.00
4.3. Lançamento de águas pluviais urbanas	87.18	0	0.00
5.1. Presença de edificações residenciais, comerciais, industriais ou da administração pública	200.46	0	0.00
5.2. Presença de áreas de esporte, lazer ou infra-estrutura pública	59.54	0	0.00
Índice de Degradação			490.78
Índice de Integridade			94.76

Desenhos esquemáticos e fotos das seções

Seção transversal – Rio Ana d'Ávila:



Seção transversal – Rio Itacorubi:



Seção transversal – rio Córrego Grande trecho montante:

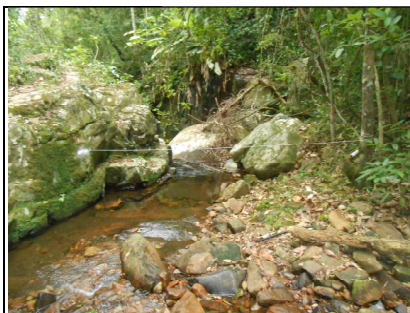
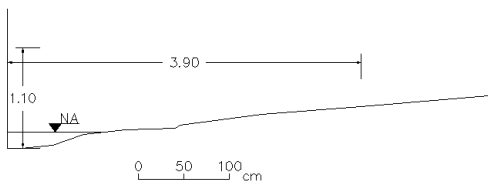


Foto 5. Data: 31-01-2014



Foto 6. Data: 25-03-2014

Seção transversal – rio Córrego Grande trecho jusante:

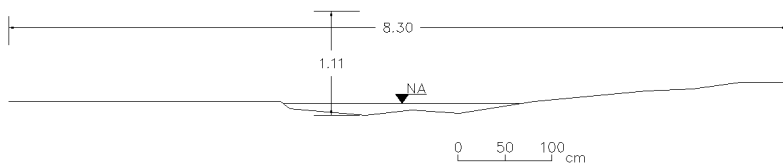


Foto 7. Data: 01-09-2013



Foto 8. Data: 30-01-2014

Seção transversal – rio do Meio trecho montante:

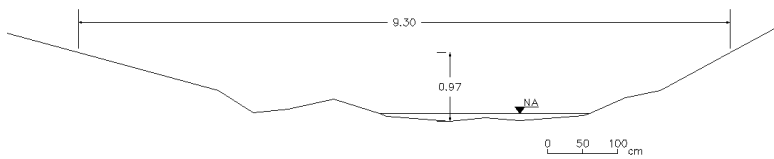


Foto 9. Data: 31-01-2014



Foto 10. Data: 12-02-2014

Seção transversal – rio do Meio trecho jusante:

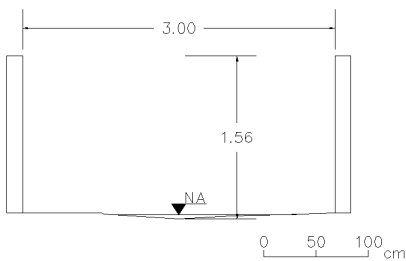


Foto 11. Data: 24-03-2014



Foto 12. Data: 11-02-2014

Resultados detalhados dos índices

Valores do número de espécies (S); número de indivíduos (N); índice de riqueza de espécies de Margalef (d); índice de Pielou (J'); índice de Shannon-Wiener (H'); e, índice de Simpson (1- λ). Os locais são: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

Locais	Data	Amostra	S	N	d	J'	H'	1- λ
ad	fevereiro	1	6	87	1.12	0.80	1.43	0.72
ad	fevereiro	2	11	167	1.95	0.56	1.35	0.65
ad	março	3	6	972	0.73	0.18	0.33	0.16
ad	março	4	5	150	0.80	0.45	0.73	0.44
ad	abril	5	10	75	2.08	0.47	1.08	0.48
ad	abril	6	6	29	1.48	0.70	1.26	0.67
cm	fevereiro	1	10	57	2.23	0.65	1.50	0.63
cm	fevereiro	2	16	53	3.78	0.80	2.22	0.84
cm	março	3	16	148	3.00	0.75	2.08	0.82
cm	março	4	11	78	2.30	0.76	1.81	0.78
cm	abril	5	16	173	2.91	0.71	1.96	0.76
cm	abril	6	15	102	3.03	0.79	2.14	0.85
mm	fevereiro	1	13	529	1.91	0.49	1.25	0.56
mm	fevereiro	2	10	39	2.46	0.71	1.62	0.71
mm	março	3	11	62	2.42	0.78	1.87	0.81
mm	março	4	11	138	2.03	0.53	1.28	0.55
mm	abril	5	17	299	2.81	0.67	1.89	0.78
mm	abril	6	15	133	2.86	0.66	1.79	0.71
mj	fevereiro	1	4	543	0.48	0.79	1.09	0.65
mj	fevereiro	2	5	212	0.75	0.55	0.89	0.48
mj	março	3	4	1231	0.42	0.24	0.33	0.15
mj	março	4	6	2907	0.63	0.26	0.47	0.21
mj	abril	5	8	809	1.05	0.58	1.20	0.65
mj	abril	6	6	2228	0.65	0.52	0.93	0.53
cj	fevereiro	1	10	299	1.58	0.62	1.42	0.67

Locais	Data	Amostra	S	N	d	J'	H'	1-λ
cj	fevereiro	2	6	312	0.87	0.44	0.79	0.43
cj	março	3	12	2050	1.44	0.27	0.67	0.28
cj	março	4	8	736	1.06	0.28	0.58	0.23
cj	abril	5	12	2039	1.44	0.39	0.98	0.51
cj	abril	6	12	2721	1.39	0.21	0.52	0.22
it	fevereiro	1	7	1343	0.83	0.61	1.19	0.66
it	fevereiro	2	8	465	1.14	0.60	1.25	0.67
it	março	3	8	2074	0.92	0.48	0.99	0.55
it	março	4	9	4106	0.96	0.48	1.05	0.57
it	abril	5	10	2643	1.14	0.32	0.74	0.38
it	abril	6	9	2257	1.04	0.38	0.84	0.45

Valores do IET - Índice de Estado Trófico, sendo os locais: ad- Ana d'Ávila; cm - Córrego Grande montante; mm - rio do Meio montante; mj - rio do Meio jusante; cj - Córrego Grande jusante; it-Itacorubi.

Locais	Índice de Estado Trófico - IET (clorofila)			Índice de Estado Trófico - IET (fósforo)		
	IET fevereiro	IET março	IET abril	IET fevereiro	IET março	IET abril
ad	49	46	47	48	47	46
cm	47	45	43	48	47	45
mm	55	43	48	52	53	51
mj	71	60	71	68	66	65
cj	53	56	50	67	65	65
it	49	46	46	66	65	66

Locais	Índice de Estado Trófico - IET (geral)			
	IET fevereiro	IET março	IET abril	IET geral
ad	49	46	46	47
cm	47	46	44	46
mm	54	48	49	50
mj	70	63	68	67
cj	60	61	58	59
it	58	55	56	56

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. David; CASTILLO, Maria M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. 2nd. ed. Dordrecht: Springer, c2007. xiv, 436 p.

ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 35, p. 257-284, 2004.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology.** v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. **Biometrics.** v. 62, p. 245-253, 2006.

ANDERSON, M. J.; TREVOR, J. W. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology.** v. 84(2), p. 511-525, 2003.

ARNOLD, C. L.; GIBBONS C. J. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association.* v. 62, n.2, p. 243-258, 1996.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. (1999). **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers**: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). Erechim, **PERSPECTIVA**, v.34, n.125, p. 67-77, 2010.

BIRON, P. M.; BUFFIN-BE'LANGER, T.; LAROCQUE, M.; CHONÉ, G.; CLOUTIER, C. A.; OUELLET M. A.; DEMERS, S.; OLSEN, T.; DESJARLAIS, C.; EYQUEM, J. Freedom Space for Rivers: A

Sustainable Management Approach to Enhance River Resilience. **Environmental Management**. v. 54, p.1056–1073, 2014.

BORISKO, J. P.; KILGOUR, B. W.; STANFIELD, L. W.; JONES, F. C. An Evaluation of Rapid Bioassessment Protocols for Stream Benthic Invertebrates in Southern Ontario, Canada. **Water Qual. Res. J Canada**. v. 42, n. 3, p. 184-193, 2007.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. A. **Geomorphology and river management**: applications of the river styles framework. Australia: Blackwell Science Ltd, 2005, p. 412.

BULTON, A. J.; FINDLAY, S.; MARMONIER, P.; STANLEY, E. H.; VALETT, H. M. (1998). The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Vol. 29, pp. 59-81.

CAIRNS Jr., J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**. p. 1-44, 1993.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** – Vol. 6, n. 1, Jan/Mar, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRÚCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnol. Bras.** v. 14(1), p. 91-98, 2002.

CHEVALLIER, P. Aquisição e Processamento de dados. in: TUCCI, C. E. M. (org.) Hidrologia: Ciência e Aplicação. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1997. 943 p.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. UK: Natural Environment Research Council, 1994. 144 p.

CLUER, B.; THORNE, C. A stream evolution model integrating habitat and ecosystem benefits. **River Res. Applic.** v. 30, p. 135-154, 2014.

CRISTO, Sandro Sidnei Vargas de. **Análise de susceptibilidade a riscos naturais relacionados às enchentes e deslizamentos do setor leste da Bacia Hidrográfica do rio Itacorubi, Florianópolis – SC.** 2002. 211 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Florianópolis, 2002.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and Rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment.** v. 40(1), p. 69-89, 2005.

DAJOZ, Roger. **Princípios de ecologia.** 7. ed. Porto Alegre (RS): ARTMED, 2005. 519p.

DALLA COSTA, S. & POMPÊO, C. A. (2008). “Revitalização de cursos d’água em áreas urbanas: caracterização e avaliação da degradação ambiental na zona de proteção legal do Rio Córrego Grande” in II Simpósio de Recursos Hídricos Sul-Sudeste, CD-ROM, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Rio de Janeiro.

DALLA COSTA, Simone. **Estudo da viabilidade de revitalização de curso d'agua em área urbana:** estudo de caso no Rio Córrego Grande em Florianópolis, Santa Catarina. 2008. 163 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Florianópolis, 2008.

DEATH, R. G.; WINTERBOURN, M. J. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. **Ecology.** v. 76(5), p. 1446-1460, 1995.

DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W.; DEATH, R. G. Stream Ecosystem Functioning under Reduced Flow Conditions. **Ecological Applications.** v. 17(6), p. 1797-1808, 2007.

DIAZ, R. J.; SOLAN M.; VALENTE, R. M. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. **Journal of Environmental Management**. v. 73, p. 165-181, 2004.

EPAGRI/CIRAM. Mapoteca Topográfica Digital no formato DXF de Santa Catarina. 2005. Escala 1:50.000. Disponível em:< <http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/>>. Acesso em 04 de setembro de 2012.

EPAGRI/CIRAM. Dados Meteorológicos - Estação de Florianópolis Convencional entre 01-01-1994 e 31-05-2014.

ESCOBAR-ARIAS, M. I.; PASTERNAK, G. B. A hydrogeomorphic dynamics approach to assess in-stream ecological functionality using the functional flows model, part 1- model characteristics. **River Res. Applic.** v.26, p. 1103-1128, 2010.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência: 1998. 602p.

FASOLA, G. B., SIMONASSI, J. C., POMPEO, C. A. Análise de variáveis físico-químicas e biológicas da água para um Protocolo de Avaliação Rápida da integridade de cursos d'água em áreas urbanas In: Cadernos do Observatório Geográfico da Grande Florianópolis do PET Geografia UDESC. 1a ed. Florianópolis : Insular, 2011, v.1, p. 80-104.

FERNÁNDEZ, D.; BARQUÍN, J.; RAVEN, P. J. A review of river habitat characterisation methods: indices vs. characterisation protocols. **Limnetica**. v. 30 (2), p. 217-234, 2011.

FERREIRA, W. R.; RODRIGUES, D. N.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.17, n. 3, p. 253-259, 2012.

FERRETTI, Orlando Ednei. **Os espaços de natureza protegida na Ilha de Santa Catarina, Brasil**. 2013. Não paginado Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2013

FINDLAY, S.; TAYLOR, M. P.; DAVIES, P. (2005). “The condition of urban streams in Northern Sydney” in Annual Environmental Postgrad Conference, Hobart, 29 Nov. – 2 Dec. 2005.

FLORIANO, C.; SANTOS, I. P. F. dos; JOAQUIM, R. B. Parque Linear do Córrego Grande. In: VI Encontro Nacional e IV Encontro Latino-americano sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis - Vitória – ES - Brasil - 7 a 9 de setembro de 2011.

FORMAN, Richard T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions.** Cambridge: Cambridge University Press, c1995. xx,632p.

FOVERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecol. Bras.** v. 11 (4), p. 493-502, 2007.

FROEHLICH, C.G. (org.). 2007. Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>

GOETHALS, P. L. M. (Ed.). (2002). Data collection concerning macrobenthos. COST 626 European Aquatic Modelling Network (EAMN). pp. 79. Disponível em: <<http://www.eamn.org/>> Acesso em: 01 dezembro 2013.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. 1983. **Methods of seawater analysis.** 3ed. (1999) Verlag Chemie, Weinheim, 634pp.

GRAY, L. Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A. **Hydrobiologia.** v. 518, p. 33-46, 2004.

GRAY, M. Landscape: The Physical Layer. In: **Key Concepts in Geography.** CLIFFORD, N. J.; HOLLOWAY, S. L.; RICE, S. P.; VELENTINE, G. Londres, Sage, 2ªed., pp. 265-285, 2009.

GREGORY, K. J.; DOWNS, P. W. The Sustainability of Restored Rivers: Catchment-Scale Perspectives on Long Term Response. In: **River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical**

Habitat. DARBY, S.; SEAR, D. (ed.), Inglaterra, John Wiley & Sons Ltd, pp. 253-286, 2008.

GREGORY, K. J.; BENITO, G.; DOWNS, P. W. Applying fluvial geomorphology to river channel management: Background for progress towards a palaeohydrology protocol. **Geomorphology.** v. 98, p. 153-172, 2008.

HART, D. D.; FINELLI, C. M. Physical-Biological Coupling in Streams: The Pervasive Effects of Flow on Benthic Organisms. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v. 30, p. 363-395, 1999.

HYNES, H. B. N. **The biology of polluted waters.** University of Toronto Press. Toronto, Canada, 4^a ed., p. 202, 1960.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados sobre a cidade de Florianópolis. Disponível em: < [http:// www.ibge.gov.br/](http://www.ibge.gov.br/)> Acesso em: 18 dezembro 2014.

IPIUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis. Imagens da Bacia Hidrográfica do Itacorubi, levantamento de 2008 e 2012. Prefeitura Municipal de Florianópolis: Florianópolis, 2014.

JANISCH, J. E.; WONDZELL, S. M.; EHINGER, W. J. Headwater stream temperature: Interpreting response after logging, with and without riparian buffers, Washington, USA. **Forest Ecology and Management.** v. 270, p. 302-313, 2012.

JOWETT, I. G. Hydraulic constraints on habitat suitability for benthic invertebrates in gravel-bed rivers. **River Res. Applic.** v. 19, p. 495-507, 2003.

JUNK W.J.; BAYLEY P.B. & SPARKS R.E. The flood pulse concept in river-floodplain system. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106, 110–127, 1989.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia.** v. 10 (2), p. 125-135, 1998.

KIM, J.; LEE, C.; KIM, W.; KIM, Y. Roughness coefficient and its uncertainty in gravel-bed river. **Water Science and Engineering**. v. 3(2), p. 217-232, 2010.

KLEIN, R. D. Urbanization and Stream Quality Impairment. **Water Resources Bulletin**. v. 15, n. 4, 1979.

KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H. R. V. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). pp. 113. 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 06 agosto 2013.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Grau de trofia em corpos d'água no estado de São Paulo – avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 119 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). São Paulo, 2004.

LANA, P., BIANCHINI, A., RIBEIRO, C., NIENCHESKI, L., FILLMANN, G., SANTOS, C. Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros- Diretrizes Metodológicas. Projeto RECOS, Museu do Rio de Janeiro, Brasil, p. 155, 2006.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, 12, 1967.

McMAHON, G.; CUFFNEY, T. F. Quantifying urban intensity in drainage basins for assessing stream ecological conditions. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 36, n.6, p.1247-1261, 2000.

MERRIT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 2^oed. Iowa, Kendall/Hunt, 1984, 722 p.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B.; NOVAK, J. A.; HIGGINS, M. J.; WESSELL, K. J.; LESSARD, J. L. Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the

bioassessment of remnant river oxbows in southwest. **Journal of the North American Benthological Society**. V. 21(2), p. 290-310, 2002.

METCALFE-SMITH, J. L. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. In: **The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles**. CALLOW, P.; PETTS, G. E. (Ed.), Blackwell Science, 1994, p. 528.

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos Físicos. **Revista Brasileira Saúde e Ambiente**, n. 1, p. 39-47, jun. 2006.

MINSHALL, G. W. Stream ecosystem theory: a global perspective. **Journal of the North American Benthological Society**. V. 7(4), p. 263-288, 1988.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>> Acesso em: 01 outubro 2012.

MORIN, K. M. Landscape: Representing and Interpreting the World. In: **Key Concepts in Geography**. CLIFFORD, N. J.; HOLLOWAY, S. L.; RICE, S. P.; VELENTINE, G. Londres, Sage, 2ªed., pp. 286-299, 2009.

MUGNAI, Ricardo; NESSIMIAN, Jorge Luiz; BAPTISTA, Darcilio Fernandes. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. 1ªed. Rio de Janeiro, Technical Books, 2010, 176p.

NEIFF, J. J. Planícies de Inundação são ecótonos?. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima Editora, 2003.

NUSCH, EA. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. Archives of Hydrobiology Bulletin (Ergebnisse der Limnologie). 14. 14-36, 1980.

ODUM, Eugene Pleasants; BARRETT, Gary W. **Fundamentals of ecology**. 5th. ed. Belmont: Thomson Brooks/Cole, c2005. xviii,598p.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater biology**. v. 29, p. 243-258, 1993.

OTSUKA, C.Y. **Aplicação de Protocolo de Avaliação Rápida no Córrego Água Espirada, São Paulo/SP**. 148p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

PARDO, I.; ÁLVAREZ, M.; CASAS, J.; MORENO, J. L.; VIVAS, S.; BONADA, N.; ALBA-TERCEDOR, J.; JÁIMEZ-CUÉLLAR, P.; MOYÀ, G.; PRAT, N.; ROBLES, S.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M. R. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. **Limnetica** 21(3-4): 115-133 (2002).

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, 32 p. 333–65, 2001.

PEREIRA, C. D.; HENRIQUES NETO, D.; GONÇALVES, M. K.; FREITAS FILHO, M. D.; POMPÊO, C. A. (2009). “Caracterização da degradação na faixa de proteção legal do rio do Meio, em Florianópolis, Santa Catarina” in Congresso Ibero-Americano e do Caribe sobre Restauração Ecológica, CD-ROM, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Curitiba, PR.

PINTO, J. F.; STEFFENS, J. L.; OLIVEIRA, F. H. “Análise Físico-Ambiental Urbana da Microbacia do Rio Itacorubi, Florianópolis – SC, visando o uso de Software SIG” in XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais, Florianópolis, SC.

POFF, N. L.; WARD, J. V. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 46, p. 1805-17, 1989.

POFF, N. L.; WARD, J. V. Physical Habitat Template of Lotic Systems: Recovery in the Context of Historical Pattern of Spatiotemporal Heterogeneity. **Environmental Management**. v. 14, n. 5, p. 629-645, 1990.

POMPÊO, C. A. ; RIGOTTI, J. A. ; FREITAS FILHO, M.D. . Urban stream condition assessment. In: 12nd International Conference on Urban Drainage, 2011, Porto Alegre. 12nd International Conference on Urban Drainage. London / United Kingdom: International Water Association / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2011. v. único. p. 1-7.

POOLE, G. C. (2002). Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. **Freshwater Biology**. 47 - p. 641-660.

PORTO, Rodrigo de Melo. **Hidráulica Básica**. São Carlos: EESC – USP, 2006. 540p.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Int. J. Trop. Biol.** v. 62 (Suppl. 2): 155-167, 2014.

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

REIS, A. F. Preservação Ambiental no Contexto Urbano: Cidade e Natureza na Ilha de Santa Catarina. **R. B. Estudos urbanos e regionais**. v. 12 , n. 1, 2010.

ROBINSON, C. T.; BLASER, S.; JOLIDON, C.; SHAMA, L. N. S. Scales of patchiness in the response of lotic macroinvertebrates to disturbance in a regulated river. **J. N. Am. Benthol. Soc.** v. 30(2), p. 374-385, 2011.

RÖRIG, L. R.; TUNDISI, J. G.; SCHETTINI, C. A. F.; PEREIRA-FILHO, J.; MENEZES, J. T.; ALMEIDA, T. C. M.; URBAN, S. R.; RADETSKI, C. M.; SPERB, R. C.; STRAMOSK, C. A.; MACEDO, R.

S.; CASTRO-SILVA, M. A.; PEREZ, J. A. A. From a water resource to a point pollution source: the daily journey of a coastal urban stream. **Braz. J. Biol.**, 67(4): 597-609, 2007.

SARAIVA, Maria da Graça Amaral Neto. **O rio como paisagem: gestão de corredores fluviais no quadro do ordenamento do território.** Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, [1999]. xviii,512p.

SEAR, D.; NEWSON, M.; HILL, C.; OLD, J.; BRANSON, J. A method for applying fluvial geomorphology in support of catchment-scale river restoration planning. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 19, p. 506-519, 2009.

SIERRA DE LEDO, Blanca; SORIANO-SIERRA, Eduardo Juan. **Ecologia e gerenciamento do Manguezal de Itacorubi.** Florianópolis: UFSC, CCB, NEMAR, 1998. 408p.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **J. Anim. Ecol.**, 46, 337-365, 1977.

SOUZA, Marcelo Lopes de - Dos problemas sócio-espaciais à degradação ambiental - e de volta aos primeiros. In: **O Desafio Metropolitano - um estudo sobre a problemática espacial nas metrópoles brasileiras.** Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 2000, 368p; cap. 2, p 113-139.

THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. **The riverine ecosystem synthesis: toward conceptual cohesiveness in river science.** Amsterdam: ELSEVIER, 2008. xv,208p.

TILMAN, D. Functional Diversity. In: **Encyclopedia of Biodiversity**, Vol. 3, Academic Press, 2001.

TRIERVEILER, M. **Avaliação da Integridade em Cursos d'água: Bacia Hidrográfica do Ribeirão Wunderwald, Pomerode/SC.** 174p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

TU, J. Spatial Variations in the Relationships between Land Use and Water Quality across an Urbanization Gradient in the Watersheds of Northern Georgia, USA. **Environmental Management**. Volume 51, p. 1-17, 2013.

TUCCI, C. E. M; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

TUDESQUE, L.; TISSEUIL, C.; LEK, S. Scale-dependent effects of land cover on water physico-chemistry and diatom-based metrics in a major river system, the Adour-Garonne basin (South Western France). **Science of the Total Environment**. v. 466–467, p. 47-55, 2014.

UNDERWOOD, A. J. Spatial and Temporal Problems with Monitoring. In: CALOW, P. & PETTS, G. E. (Editors) **The Rivers Handbook: Hydrological and ecological principles**. Blackwell Science Ltd. 1994, 528p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 37, p. 130-137.

VIEIRA, Paulo Barral de Hollanda Gomes. **Evolução da urbanização do bairro do Córrego Grande, Florianópolis/SC entre 1938 a 2009**. 194 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Florianópolis, 2010.

VIETZ, G. J.; SAMMONDS, M. J.; WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; RUTHERFURD, I. D.; STEWARDSON, M. J. Ecologically relevant geomorphic attributes of streams are impaired by even low levels of watershed effective imperviousness. **Geomorphology**. v. 206, p. 67-78, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3º ed –Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; LADSON, A. R. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 24(3), p. 690-705, 2005.

WALSH, C. J.; FLETCHER T. D.; BURNS, M. J. Urban Stormwater Runoff: A New Class of Environmental Flow Problem. **PLoS ONE**. v. 7(9): e45814. doi:10.1371/journal.pone.0045814. 2012

WARD, J. V. Riverine Landscapes: Biodiversity Patterns, Disturbance Regimes, and Aquatic Conservation. **Biological conservation**. Volume 83 (3), pp. 269-278, 1998.

WARD J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8, 2–8, 1989.

WEBSTER, J. R. Spiraling down the river continuum: stream ecology and the U-shaped curve. **Journal of the North American Benthological Society**. V. 26, n 3, pp. 375-389, 2007.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**. v. 726, p. 259-270, 2014.